

1275. BERETNING

FRA

STATENS FORSØGSMAGSOMHED I PLANTEKULTUR

BIOLOGISK NEDBRYDNING AF PESTICIDER I JORD OG DERES  
INDFLYDELSE PÅ JORDBUNDENS MIKROFLORA

Arne Helweg

Statens Planteavlslaboratorium, Lyngby

1976

Indholdsfortegnelse.

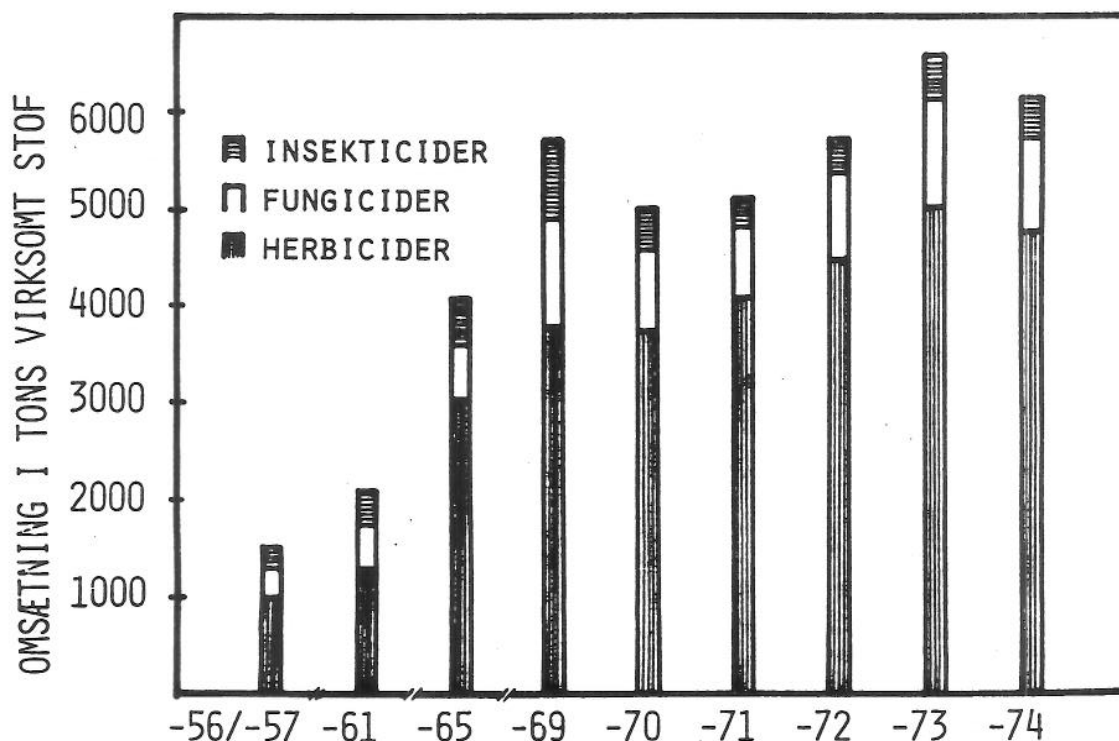
Indledning.....	2
<b>BESTANDIGHED AF PESTICIDER I JORD</b> .....	<b>3</b>
Biologisk nedbrydning.....	4
Pesticidnedbrydende enzymer.....	5
Nedbrydningskinetik.....	8
Pesticidnedbrydende mikroorganismer og reaktioner....	12
Kemisk opbygning og bestandighed.....	13
Dannelse af stabile nedbrydningsprodukter.....	18
Miljøfaktorers indflydelse på nedbrydningen.....	19
Kemisk nedbrydning.....	22
Nedvaskning og afskylning.....	23
Adsorption.....	25
Fordampning og optagelse i afgrøden.....	26
Konklusion.....	27
Litteraturliste vedrørende nedbrydning.....	27
<b>PESTICIDERS INDFLYDELSE PÅ JORDBUNDENS MIKROFLORA</b> .....	<b>29</b>
Indflydelse på antallet af mikroorganismer i jord.....	30
Jordens totale antal af bakterier, svampe og alger...	30
Forskydninger i mikrofloraens sammensætning.....	31
Indflydelse på mikrobielle omsætninger i jord.....	32
CO <sub>2</sub> -udskillelse fra jord.....	32
Enzymaktivitet i jord.....	33
Ammonifikation i jord.....	34
Nitrifikation i jord.....	36
Nedbrydning af organisk stof i jord.....	37
Konklusion.....	39
Litteraturliste vedrørende pesticidindflydelse.....	39
<b>FØLGEVIRKNINGER AF JORDDESINFEKTION</b> .....	<b>40</b>
Indflydelse på antallet af mikroorganismer.....	40
Ændringer i mikrofloraens sammensætning.....	42
Indflydelse på jordbundens kvælstofomsætning.....	43
Forøget opløselighed af plantenæringsstoffer.....	46
Nedsat optagelse af plantenæringsstoffer.....	47
Dannelse af plantegiftige organiske forbindelser.....	48
Forøget angreb af plantepatogene organismer.....	49
Saltskader efter jorddesinfektion.....	49
Konklusion.....	50
Litteraturliste vedrørende jorddesinfektion.....	50

## Indledning.

Pesticider anvendes til at begrænse angreb af sygdomme, skadedyr og ukrudt på vore kulturplanter, ligesom de er virksomme i kampen mod visse insektbårne sygdomme.

Det må imidlertid ikke glemmes, at der er tale om kemiske forbindelser, som er bevidst skadelige overfor een eller flere organismer. Det er derfor vigtigt, at kende pesticidernes opførsel i vort miljø, herunder deres bestandighed og indflydelse på fauna og flora, således at en udvælgelse af de bedst egnede midler kan finde sted.

Herbicidforbruget har været jævnt stigende gennem de senere år, medens anvendelsen af fungicider og insekticider har været næsten uændret de sidste 15 år. Figur 1, viser det årlige salg af pesticider i Danmark fra 1956/57 til 1974. Det vil nok være for optimistisk at tro, at de mange tons pesticider som årligt benyttes, ikke udgør en risiko. På den anden side vil et indgående kendskab til pesticidernes biologiske virkninger og til deres bestandighed sætte os i stand til fortsat at udnytte disse forbindelser.



Figur 1. Årlig omsætning af pesticider i Danmark, fordelt på herbicider, fungicider og insekticider (midler mod henholdsvis ukrudt, svampesygdomme og insekter), (Kemikaliekontrollen, 1957 - 1975).

Pesticider i jord.

Pesticider kan komme i kontakt med jorden enten ved direkte tilførsel til jorden eller efter sprøjtning af planter, idet en del sprøjtevæske vil løbe af eller blive vasket af med nedbøren; nedbrydning af behandlede planter kan også forårsage pesticidtilførsel til jorden.

Bestandighed af pesticider i jord.

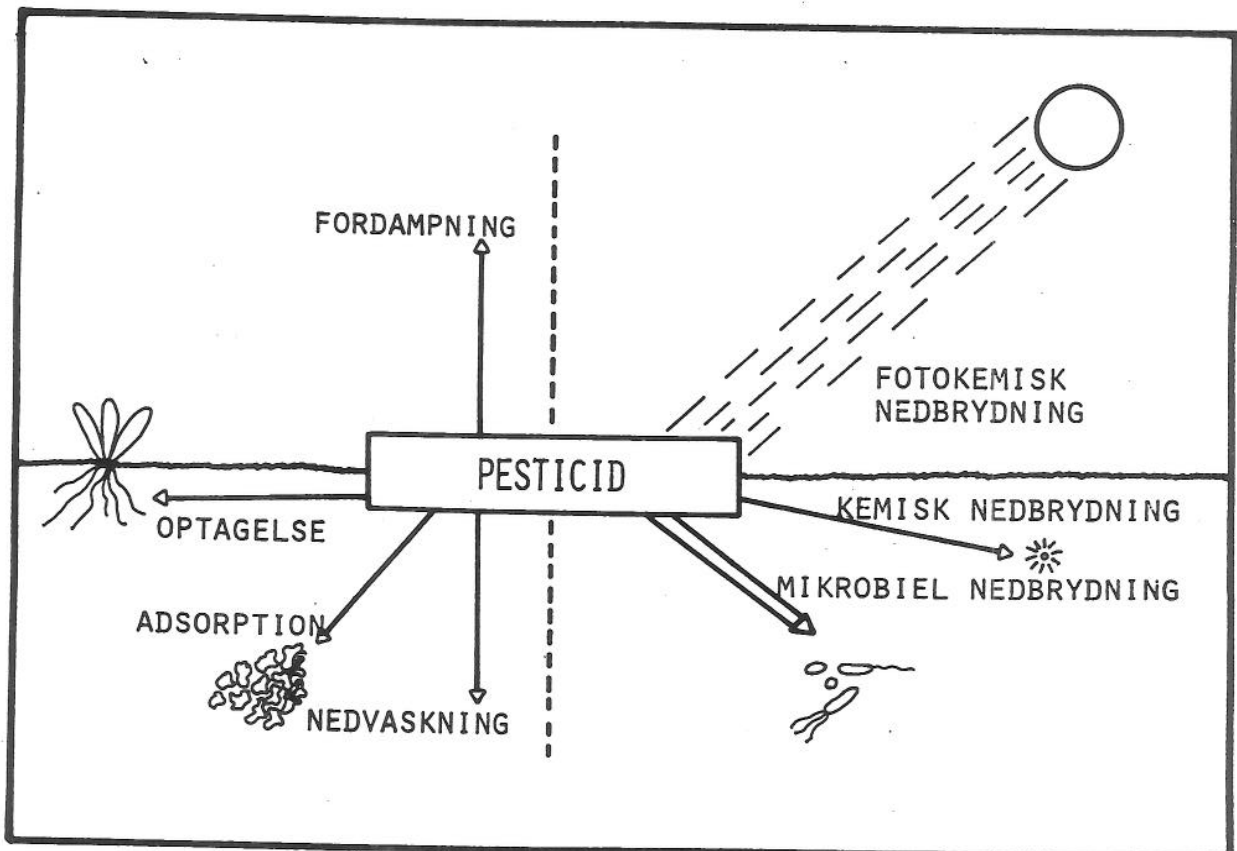
Den store forskel, der er mellem forskellige pesticiders bestandighed, viser det rimelige i at undersøge hvor hurtigt de nedbrydes. For at tage to ekstreme eksempler, så har visse klorerede kulbrinter, benyttet ved insektbekæmpelse, en bestandighed på over 10 år, medens allylalkohol, som bruges til jorddesinfektion, kan nedbrydes på mindre end een uge. Til illustration af de store forskelle i nedbrydningstiden viser tabel 1 eksempler på bestandighed af nogle insekticider og herbicider i jord, (ved bestandighed forstås her den tid der forløber, til der er under 5 % af den tilførte mængde tilbage).

PESTICID	BESTANDIGHED
DDT.....	4 - 30 ÅR
LINDAN.....	3 - 10 ÅR
MONURON.....	½ - 4 ÅR
SIMAZIN.....	½ - 2 ÅR
DNOC.....	30 - 100 DAGE
PARATHION.....	30 - 90 " "
TCA.....	50 - 70 " "
2,4-D.....	15 - 30 " "
ALLYLALKOHOL.....	4 - 8 " "

Tabel 1. Bestandighed af nogle insekticider og herbicider i jord.



I figur 2 er nævnt de faktorer, som påvirker pesticidkoncentrationen i jord. Til højre for den punkterede linie angives påvirkningen, som forårsager nedbrydning, medens de til venstre blot beskriver flytning eller immobilisering.



Figur 2. Nedbrydning, fjernelse og binding af pesticider i jord.

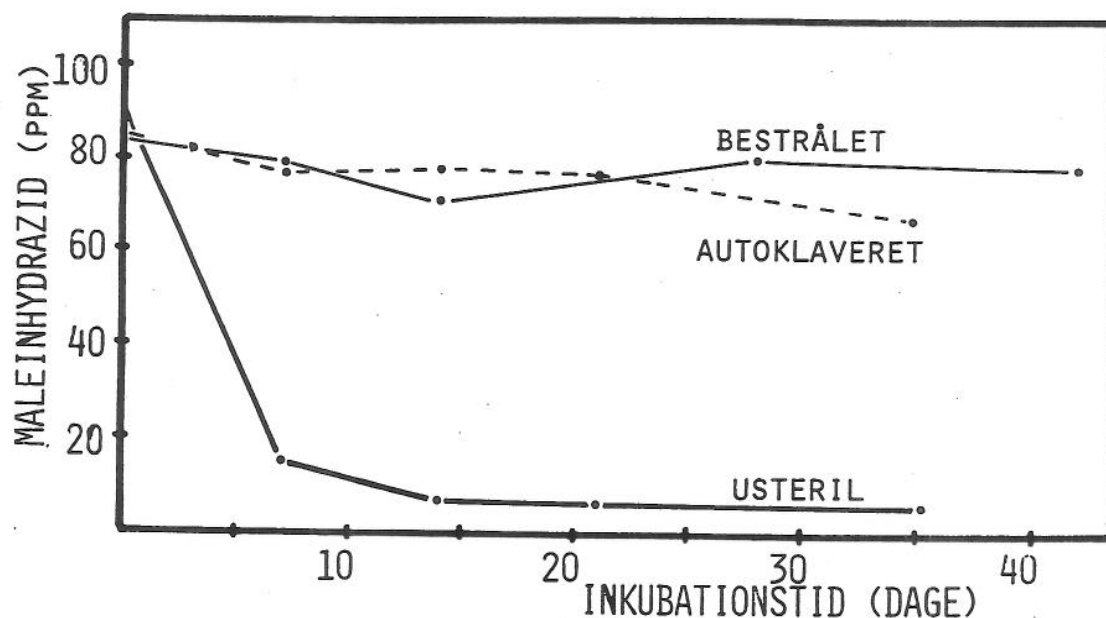
### Biologisk nedbrydning.

I jorden udsættes pesticidet normalt for en kombination af de i figur 2 nævnte påvirkninger, men langt den vigtigste er den biologiske nedbrydning, som foretages af organismer i jorden, ved hjælp af forskellige enzymer.

Af særlig betydning for nedbrydningen er de enzymer, som produceres af jordbundens bakterier og svampe. Denne gruppe organismer har et fantastisk varieret krav til vækstmiljøet. Organismernes vækstkrav strækker sig lige fra de mest beskedne, som at udnytte simple uorganiske forbindelser som energikilde og til at kræve

ganske bestemte organiske stoffer som energikilde; atter andre kan udnytte op til 100 forskellige organiske forbindelser.

Foruden at mikroorganismene kan nedbryde mange forskellige naturligt forekommende organiske stoffer i jorden, har det vist sig at også en lang række pesticider nedbrydes mere eller mindre aktiv af jordbundens mikroflora. Figur 3 illustrerer mikroorganismernes betydning for nedbrydningen af herbicidet maleinhydrazid i jord. I to af de undersøgte jordprøver er mikroorganismene blevet dræbt henholdsvis ved radioaktiv bestråling og ved autoklavering, medens den tredje jordprøve er ubehandlet. Man ser en hurtig nedbrydning i den ubehandlede jord medens koncentrationen forbliver uændret i de sterile jordprøver.



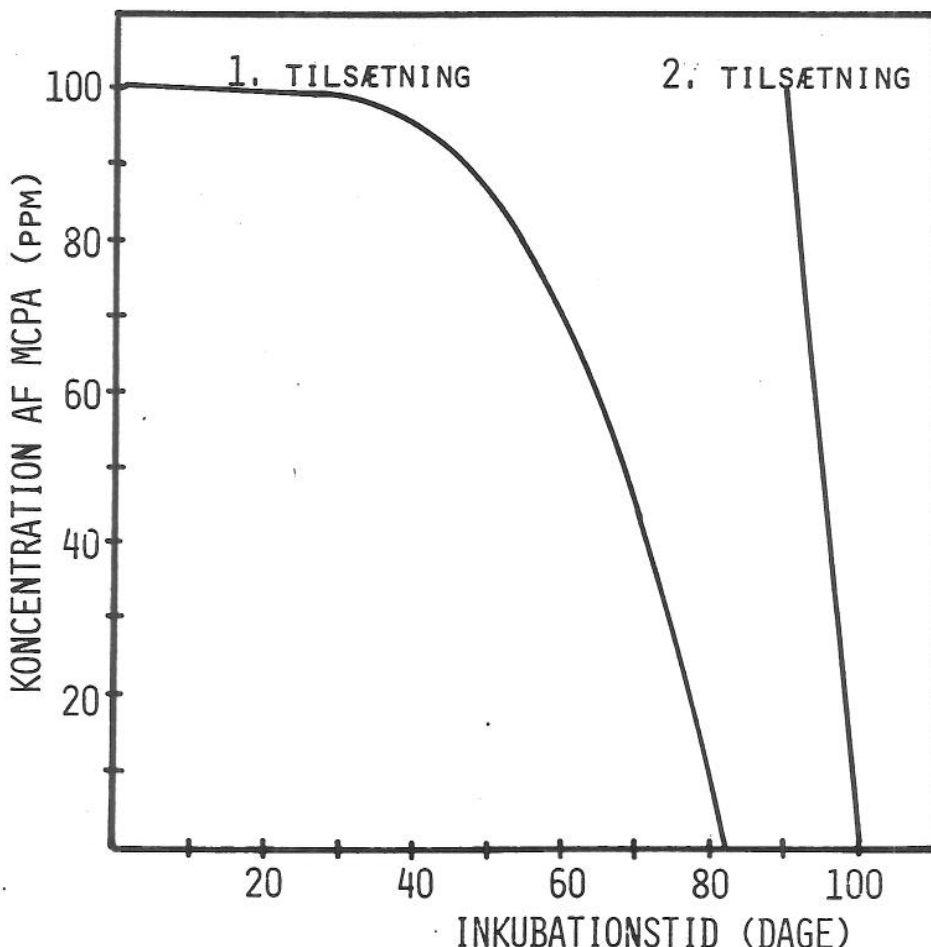
Figur 3. Mikrofloraens betydning for bestandigheden af herbicidet maleinhydrazid i jord. Nedbrydningen er målt i usteril jord, og i jord steriliseret ved radioaktiv bestråling og ved autoklavering, (Helweg, 1971).

### Pesticidnedbrydende enzymer.

Det fremgår af figur 3, at nedbrydningen af maleinhydrazid starter relativt hurtigt i usteril jord, som tegn på, at de enzymer, der er nødvendige for nedbrydningen, enten er til stede i

I nogle tilfælde vil der forløbe nogen tid, før nedbrydningen af et pesticid er så stor, at vi kan måle den. Det skyldes, at mikroorganismer i jorden først skal begynde at syntetisere de nødvendige enzymer (enzyminduktion). Hvis den pesticidnedbrydende organisme får udbytte af processen, vil der sædvanligvis ske en forøgelse i antallet af nedbrydende organismer. Nedbrydningen vil da starte meget langsomt med få organismer og lav enzymproduktion, efter en kortere eller længere lagfase (nølefase) forløber den hurtigt, nu afhængig af både forøgelsen i antallet af organismer og faldet i pesticidkoncentrationen.

Figur 4 viser et eksempel på en lagfase, efterfulgt af en hurtig nedbrydning. For herbicidet MCPA's vedkommende forløber her ca. 5 uger, før nedbrydningen i jord bliver så stor, at den kan måles, og



Figur 4. Nedbrydning af herbicidet MCPA (4-chlor-2-methylphenoxyeddikesyre) i jord. Nedbrydningen er målt efter første og anden tilsætning af 100 ppm MCPA til samme jordprøve, (Audus, 1951).

efter ca. 80 dage er forbindelsen helt nedbrudt. Tilfører man på ny det samme middel til den samme jordprøve, så forløber nedbrydningen hurtigt, som tegn på at jorden nu indeholder en mængde mikroorganismer, som kan nedbryde MCPA.

Når en jordprøve således er blevet i stand til hurtigt at nedbryde et nyt fremmedstof, taler man om, at jorden er blevet "beriget" (engelsk enriched).

Man regnede tidligere med, at når jord blev beriget med mikroorganismer, som kunne nedbryde et bestemt pesticid, så skyldes det, at der blandt jordens normale population var opstået en mutant, som kunne danne de enzymer, der var nødvendige til nedbrydning af det tilsatte pesticid. Den opståede mutant ville herefter formere sig på det tilgængelige næringsstof, og lagfasen ville da være den tid der var nødvendig for at mutanter kunne opstå og formere sig tilstrækkeligt til at kunne foretage en målelig nedbrydning.

Mutationsteorien er dog nok ikke den vigtigste forklaring på dette fænomen, hvilket kan sandsynliggøres med følgende eksempel.

Enzymer er polypeptider med en molvægt på 30-40.000, d.v.s. at hvert enzym indeholder ca. 300 aminosyrer. Der skal 3 nucleotidpar til at danne koden for een aminosyre, hvilket vil sige, at til kodning af et enzym med f.eks. 300 aminosyrer vil der kræves et gen med 900 nucleotidpar. Den spontane mutationsfrekvens for nucleotidpar er omkring  $10^{-8}$  pr. celledeling, det vil altså sige, at for at få en spontan mutation i et nucleotidpar kræves ca.  $10^8$  celledelinger. Når vi yderligere ved, at celledelingen foregår meget langsomt i jord, som ikke indeholder let nedbrydeligt organisk stof (ofte kun 2-3 celledelinger pr. organisme pr. år), så er det meget lidt sandsynligt, at mutanter med evne til at producere specifikke enzymer vil opstå regelmæssigt i jord.

En teori, som bedre stemmer overens med det normale nedbrydningsforløb for pesticider er adaptationsteorien. Ifølge denne

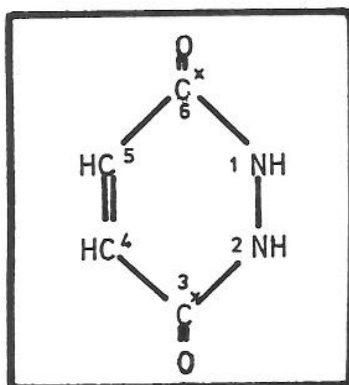
teori går man ud fra, at de nødvendige gener for enzymsyntese er til stede i nogle organismer i den bestående population. Det tilsatte pesticid vil da inducere enzymsyntese i disse organismer, og når de har nået fuldt enzymproducerende effekt, vil de pågældende mikroorganismer dele sig hurtigt, fordi de nu har en tilgængelig næringskilde, og pesticidet vil blive nedbrudt.

Det kan dog være vanskeligt at vise det beskrevne nedbrydningsforløb under naturlige forhold, idet både klimavariationer, de lave pesticidkoncentrationer og pesticidernes adsorption i jorden vil gøre induceringsfase (lagfase) og nedbrydningsfase mere udflydende.

Nedbrydningskinetik.

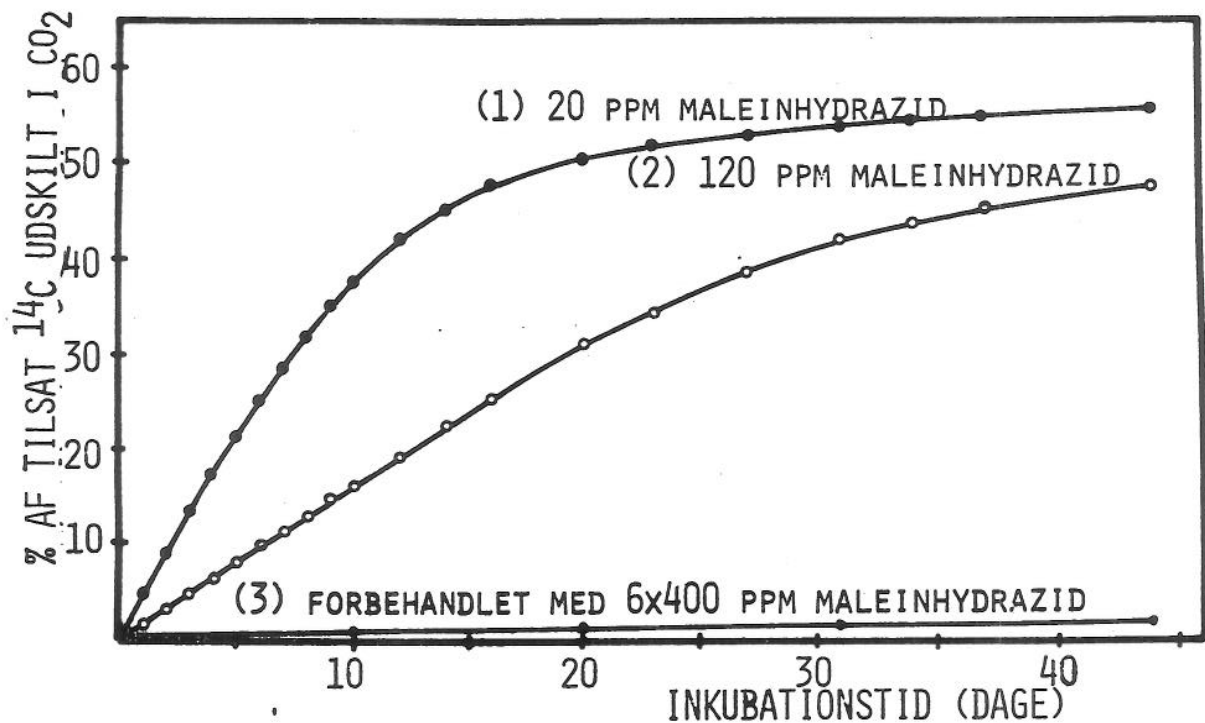
I mange tilfælde ser man et pesticids nedbrydning starte meget hurtigt, og den nedbrudte mængde ses at være afhængig af koncentrationen i jorden. Dette kan være tegn på at nedbrydningen er kemisk, men kan også betyde at de nødvendige enzymer er til stede, men at nedbrydningen blot ikke giver anledning til en forøgelse i antallet af de organismer som kan nedbryde forbindelsen, denne type nedbrydning kaldes cometabolisering.

Et eksempel på en cometabolisk nedbrydning ses for herbicidet maleinhydrazid. Ifølge figur 3 er midlets nedbrydning afhængig af mikroorganismers aktivitet. Ved at benytte maleinhydrazid mærket med  $^{14}\text{C}$  i 3,6-positionen, som vist på figur 5, kan nedbrydningen følges, idet den udskilte mængde  $^{14}\text{CO}_2$  kan bruges som mål for nedbrydningen.



Figur 5. Herbicidet maleinhydrazid (1,2-dihydropyridazin-3,6-dion).

Figur 6 viser den totale mængde  $^{14}\text{C}$  udskilt fra jord tilsat samme mængde  $^{14}\text{C}$ -mærket maleinhydrazid, men forskellig mængde total maleinhydrazid. To af jordprøverne var tilsat henholdsvis 20 og 120 ppm ialt. Den tredje jordprøve var tilsat 6 gange 400 ppm umærket maleinhydrazid gennem en 3 måneders inkuberingsperiode, for at forsøge at få en berigelse af jorden med aktive organismer før tilsætning af det radioaktive maleinhydrazid. Figur 6 viser,



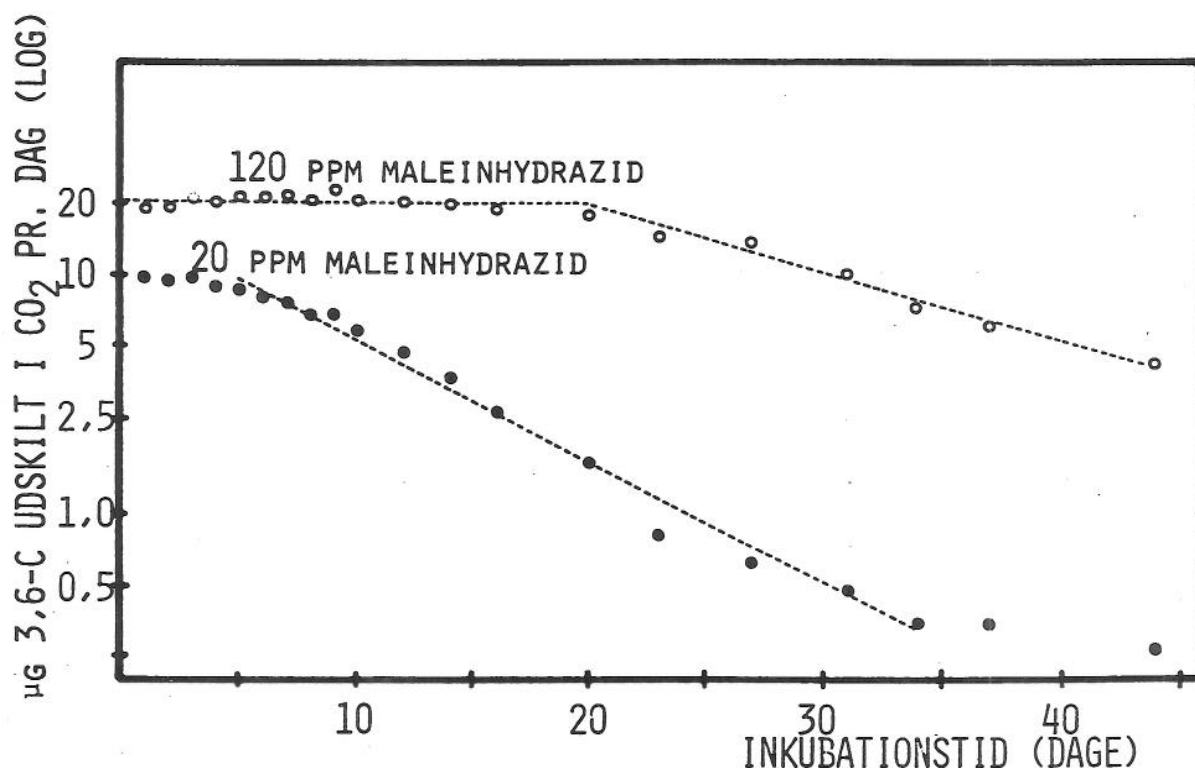
Figur 6. Total % af tilsat  $^{14}\text{C}$  udskilt i  $\text{CO}_2$  fra jord, som var tilsat  $0,88 \mu\text{Ci } ^{14}\text{C}$ -mærket maleinhydrazid. Led 1 og 2 blev tilsat ialt henholdsvis 20 og 120 ppm maleinhydrazid, medens jorden i led 3 var tilsat 6 x 400 ppm maleinhydrazid under en forudgående 3 måneders inkuberingsperiode (Helweg, 1975a).

at fra jorden tilsat 20 ppm er ca. 50 % af den tilsatte  $^{14}\text{C}$  udskilt efter 20 dages inkubation, medens kun ca. 30 % er udskilt fra jorden med 120 ppm. Der ses endvidere en betydelig langsommere udskillelse af  $^{14}\text{C}$  fra jorden, som gennem 3 måneder er forbe-handlet med maleinhydrazid, der er altså ikke sket berigelse af den jord.

Ved hjælp af de udskilte mængder  $^{14}\text{C}$  kan det beregnes hvor meget 3,6-kulstof, som er udskilt pr. dag fra jord tilsat 20 og 120



ppm maleinhydrazid, idet mærket og umærket maleinhydrazid vil nedbrydes med nogenlunde samme hastighed. Figur 7 viser, at nedbrydningen er høj, selv den første dag efter tilsætning. Det ses også, at ved tilsætning af lav koncentration (20 ppm) så aftager den mængde  $^{14}\text{C}$  som udskilles pr. dag logaritmisk, følgende en 1'ordens



Figur 7.  $\mu\text{g}$  3,6-kulstof udskilt pr. dag fra maleinhydrazid i jord. Jordprøverne var tilsat henholdsvis 20 og 120 ppm maleinhydrazid, svarende til henholdsvis 214 og 1284  $\mu\text{g}$  3,6-kulstof pr. 50 g jord.  $\text{CO}_2$ -udskillelsen blev målt ved tilsætning af 0,88  $\mu\text{Ci}$  3,6- $^{14}\text{C}$ -mærket maleinhydrazid pr. 50 g. jord, (Helweg, 1975a)

reaktion. Ved høj koncentration (120 ppm) blev samme mængde  $^{14}\text{C}$  udskilt pr. dag i de første 3 uger, hvilket vil sige at nedbrydningen følger en 0'ordens reaktion. Efter nogle ugers forløb følger nedbrydningen også her en 1'ordens reaktion, sandsynligvis som tegn på, at koncentrationen af maleinhydrazid nu er lav.

Foran nævnte undersøgelser viser, at nedbrydningen af maleinhydrazid stoppes ved bestråling eller autoklavering af jorden (figur 3). Der sker ikke nogen berigelse af jorden med aktive organismer, selv ved lang tids forbehandling (figur 6). Nedbryd-

ningen starter lige efter stoffets tilsætning og følger en 1'ordens reaktion ved lave koncentrationer og en 0'ordens reaktion ved høje (figur 7). Det kan heraf udledes, at nedbrydningen må være biologisk, de aktive organismer findes i jorden, men får ikke noget udbyttet af nedbrydningen, idet deres antal holdes på et konstant niveau, sandsynligvis afhængig af tilførsel af andre næringsstoffer eller krav om bestemte vækstmiljøer.

Det fænomen, at en mikroorganisme kan nedbryde en kemisk forbindelse, uden at kunne udnytte den som energikilde, kaldes som nævnt cometabolisering, og må anses for at være af stor betydning for mange stabile forbindelsers nedbrydning i naturen. Man har set cometabolisk dechlorering af DDT, 2,3,6-TBA og 2,4,5-T; ved fjernelsen af chlor bliver disse molekyler lettere nedbrydelige, og for DDT's vedkommende vil det ligeledes betyde større vandopløselighed og dermed mindre tendens til ophobning i fedtvævet. Horvath (1972) har givet en omfattende oversigt over cometaboliseringen.

Der foreligger en lang række eksempler på mikrofloraens betydning for pesticiders nedbrydning, som det blev illustreret i figur 3. Opdeler man f.eks. en række midler efter deres nedbrydnings tid, og sammenligner med deres evne til at blive biologisk nedbrudt vil man tydeligt se denne sammenhæng.

Tabel 2 viser nogle herbiciders bestandighed, og oplyser samtidig om der er vist nogen biologisk nedbrydning, og med hvilken hastighed denne nedbrydning forløber.

Tabellen viser en klar sammenhæng. De midler, som hurtigt nedbrydes af mikrofloraen, har som ventet også kun kort bestandighed, medens de som kun vanskeligt bliver nedbrudt af mikrofloraen er betydeligt mere bestandige, som tegn på, at der tilsyneladende ikke er andre nedbrydningsmekanismer, som er af væsentlig betydning. Kun amitrol, som hurtigt nedbrydes kemisk og paraquat og diquat, hvis biologiske nedbrydning kan hæmmes ved, at midlerne bindes til nogle lerminerale, adskiller sig fra dette mønster.



HERBICID	MIKROBIEL NEDBRYDNING			BESTANDIGHED
	HURTIG	MIDDEL	LANGSOM	
2,4-D.....	X.....			...2 - 4 UGER
MALEINHYDRAZID....	X.....			...2 - 4 " "
EPTC.....	X.....			...1 - 2 MÅNEDER
CIPC.....	X.....			...1 - 3 " "
AMITROL.....				...1 - 3 " "
DALAPON.....	X.....			...1 - 4 " "
TCA.....	X.....			...1 - 4 " "
DNOC.....	X.....			...2 - 4 " "
MCPA.....	X.....			...2 - 4 " "
PENTACHLORPHENOL.....		X.....		...1 - 6 " "
2,4,5-T.....		X.....		...4 - 8 " "
PYRAZON.....		X.....		...2 -12 " "
TRIFLURALIN.....			X.....	...6 -14 " "
LINURON.....			X.....	...8 -14 " "
ATRAZIN.....			X.....	...6 -15 " "
SIMAZIN.....			X.....	...6 -24 " "
CHLORTHIAMID.....			X.....	...6 -24 " "
DICHLORBENIL.....			X.....	...6 -24 " "
MONURON.....			X.....	...6 -48 " "
DIQUAT.....		X.....		...BINDES
PARAQUAT.....		X.....		...BINDES

Tabel 2. Sammenhæng mellem en række herbiciders mulighed for at blive mikrobielt nedbrudt og midlernes bestandighed i jord.

Pesticidnedbrydende mikroorganismer og reaktioner.

Der er isoleret en lang række forskellige mikroorganismer, som kan nedbryde pesticider, i tabel 3 er nævnt et udsnit af disse. Blandt bakterierne er fundet flest indenfor slægterne Pseudomonas og Arthrobacter, nogle få aktinomycceter og alger er også fundet og blandt et bredt udsnit af svampeslægter er Aspergillus, Trichoderma, Fusarium og Penicillium de oftest beskrevne.

De nedbrydningsreaktioner, som forårsager pesticidernes spaltning er overskueligt beskrevet af Esser (1970), som opdeler i nogle enkelte principielt forskellige reaktioner (hydrolysering, oxida-

BAKTERIER	PSEUDOMONAS ARTHROBACTER AEROBACTER ACHROMOBACTER FLAVOBACTERIUM AZOTOBACTER RHIZOBIUM BACILLUS	ASPERGILLUS PENICILLIUM FUSARIUM TRICHODERMA RHIZOPUS LIPOMYCES
	ACTINO- MYCETER	STREPTOMYCES NOCARDIA

Tabel 3. Mikroorganismeslægter, som har vist sig at være i stand til at nedbryde et eller flere pesticider.

tion og reaktioner som vedrører halogen og nitrogenatomer). Hydrolyseringen kan være både enzymatisk og kemisk; hvis den foregår enzymatisk, kan den katalyseres af f.eks. esteraser, amidaser, nitraser, phosphataser etc. Oxidation kan f.eks. være en  $\beta$ -oxidation af fede syrer, hvorved eddikesyremolekyler trinvis fraspaltes; oxidation af sidekæder, dealkylering og hydroxylering af aromatiske forbindelser før ringbrydning, nævnes også som eksempler på nedbrydning ved oxidation.

Halogener kan fjernes enten ved en hydrolytisk dehalogenering, hvorved halogen atomet erstattes af en hydroxylgruppe eller ved reduktiv dehalogenering, hvorved halogenerne udskiftes med H. Aromatiske nitroforbindelser kan reduceres til den korresponderende anilin.

Nedbrydningsreaktionerne kan også sammenfattes i dehalogenering, hydrolysering, hydroxylering, reduktion, og dealkylering.

Kemisk opbygning og bestandighed.

Det ville være af stor betydning om man, ud fra et pesticides kemiske opbygning, kunne bedømme dets persistens i vore omgivelser.

Hidtidige undersøgelser har vist, at selv små ændringer i et pesticides kemiske opbygning kan give væsentlige ændringer i dets stabilitet. Som illustration kan nævnes virkningen af at placere chlor eller brom i forskellige positioner på et phenolmolekyle (se figur 8). I 2- og 4-stillingen øges phenols stabilitet kun lidt, medens chlor eller brom i 3-stillingen gør phenol mere stabil. Ved placering af flere chloratomer på samme molekyle ses også, at stabiliteten forøges mest ved substituering i meta-stillingen, sammenlign f.eks. bestandigheden af 2,4-D og 2,4,5-T i tabel 2 (forskellen mellem 2,4-D og 2,4,5-T skyldes et meta-stillet chloratom).

SUBSTITUENT	NEDBRYDNINGSTID (DAGE)	
INGEN = PHENOL	2	<p style="text-align: right;">                     ORTHO                      META                      PARA                 </p>
2-CHLOR " "	14	
3-CHLOR " "	>72	
4-CHLOR " "	9	
2-BROM " "	14	
3-BROM " "	>72	
4-BROM " "	16	
2,4-DICHLOR " "	9	
2,5-DICHLOR " "	>72	
2,4,5-TRICHLOR "	>72	
2,4,6-TRICHLOR "	5	
2,3,4,6-TETRACHLOR"	>72	
PENTACHLOR " "	>72	

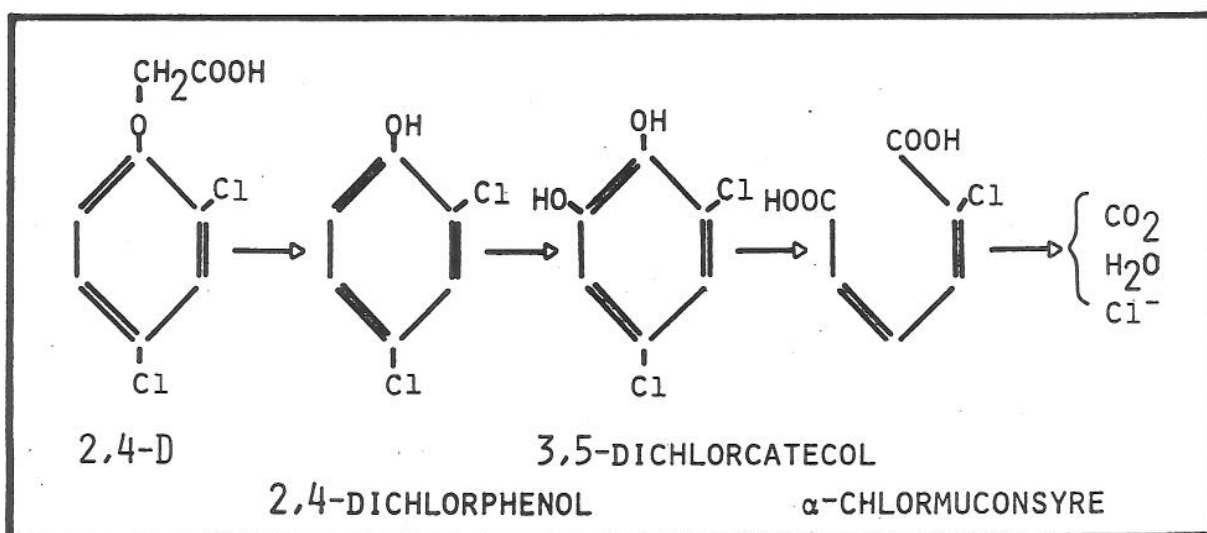
Figur 8. Sammenhæng mellem nedbrydningstid og chlor- og bromsubstituenters antal og placering i et phenolmolekyle, (Alexander og Aleem, 1961).

Chlorerede eddikesyremolekyleres stabilitet i jord er afhængig af antallet af chloratomer. Således nedbrydes 80 % af monochloreddikesyre (MCA) på 2-4 dage medens der går 2-4 uger før et tilsvarende fald er sket i (TCA) trichloreddikesyres koncentration.

Sammenhængen mellem stabilitet og kemisk opbygning er dog langt

fra endelig klarlagt, og specielt for de mere komplicerede forbindelser er det meget vanskeligt at se en klar sammenhæng mellem opbygning og bestandighed.

For enkelte pesticiders vedkommende er nedbrydningsforløbet ret nøje klarlagt. Figur 9 viser som eksempel nedbrydningsvejen for 2,4-D. Figuren viser først en fraspaltning af eddikesyre under dannelse af 2,4-dichlorphenol. Efter hydroxylering dannes 3,5-dichlorcatecol, som kan oxideres og dechloreres til chlormuconsyre.

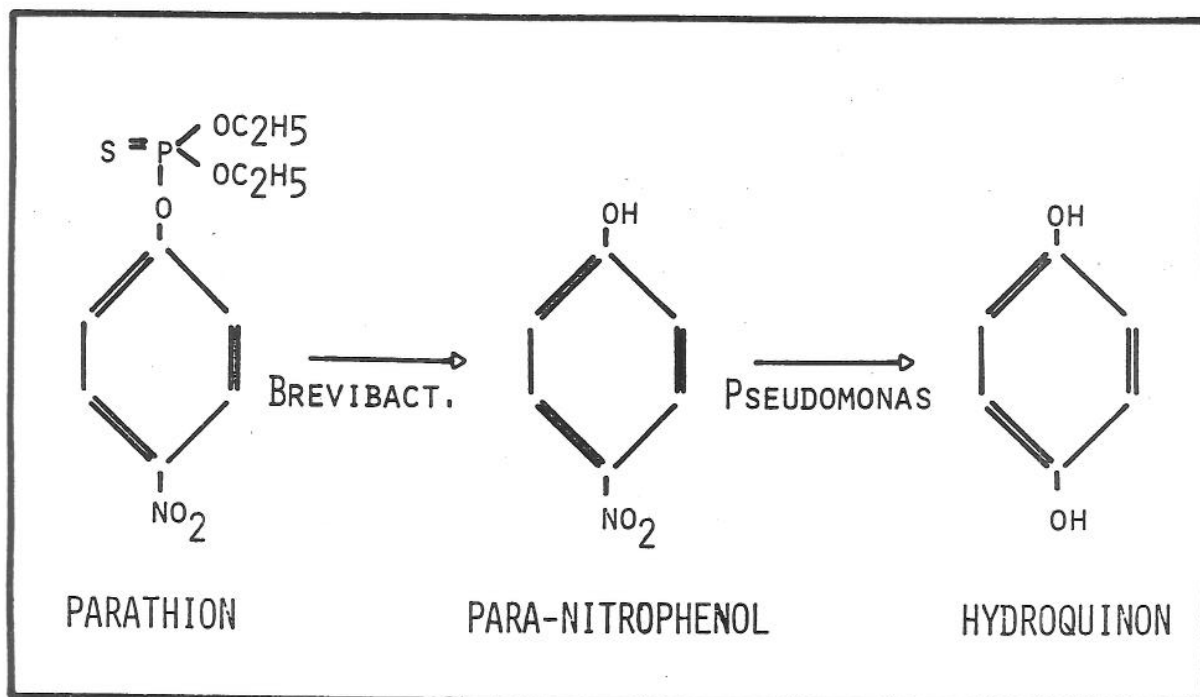


Figur 9. Mulig nedbrydningsvej for herbicidet 2,4-D (2,4-dichlorphenoxyeddikesyre), (Steenson og Walker, 1957).

Muconsyre kan f.eks. af Pseudomonas fluorescens omdannes til beta-oxo-adipinsyre, som igen spaltes til ravsyre og eddikesyre. Der er iøvrigt isoleret en Arthrobacterart, som fuldstændig kan nedbryde 2,4-D.

Som et andet eksempel kan vises nedbrydningsvejen for insekticidet parathion (figur 10) efter Sidderamappa et al. (1973) og Munnecke et al. (1974). Figuren viser først en fraspaltning af diætylthiophosforgruppen under dannelse af para-nitrophenol. Derefter fraspaltes nitrit under dannelse af 1,4-dihydroxybenzen (hydroquinon). Før ringen brydes sker sandsynligvis en hydroxylering i 3-stillingen således at 1,3,4-benzen triol bliver dannet.

Denne nedbrydning skyldes ofte et samarbejde mellem flere organismer, således kan en Brevibacterium hydrolysere parathion til para-nitrophenol, men den kan ikke vokse på forbindelsen og kunne heller ikke udnytte para-nitrophenol; det første trin i nedbrydningen er altså tilsyneladende en cometabolisering. Para-nitrophenol blev nedbrudt af nogle Pseudomonasarter, hvoraf ikke alle kan hydrolysere parathion.



Figur 10. Mulig nedbrydningsvej for insekticidet parathion. Nedbrydningen kan foretages delvis af en Brevibacterium sp., delvis af en Pseudomonas sp., (Siddaramappa et al., 1973, Munnecke og Hsieh, 1974).

Ved en sådan fuldstændig nedbrydning vil en del af pesticidets kulstof blive udskilt i  $\text{CO}_2$ , medens resten vil blive indbygget i mikroorganismer eller i forskellige andre organiske forbindelser i jorden, på samme måde som det sker ved nedbrydning af andre organiske forbindelser.

Tabel 4 viser, at for  $^{14}\text{C}$ -mærket maleinhydrazids vedkommende udskilles ca. halvdelen af den tilsatte mængde  $^{14}\text{C}$  i løbet af den første halvanden måned, medens der kun udskilles yderligere 10 % i løbet af de følgende 7 måneders inkubering, som tegn på at den

INKUBATIONSTID (DAGE)	% AF TILSAT $^{14}\text{C}$ UDSKILT I $\text{CO}_2$
20	39%
40	48%
255	56%

Tabel 4. Total udskillelse af maleinhydrazid-kulstof i  $\text{CO}_2$  efter 20, 40 og 255 dages inkubering i jord. Jorden var tilsat 26 ppm maleinhydrazid mærket med  $^{14}\text{C}$ , (Helweg, upubliceret).

resterende mængde  $^{14}\text{C}$  nu er indbygget i mikrofloraen eller i stabile organiske forbindelser i jorden.

For at vise at et tilsat pesticid indgår i jordens naturlige stofskifte, kan man undersøge hvor stor en del af det tilsatte kulstof som indbygges i de forskellige organiske fraktioner i jorden. Tabel 5 viser, at efter tilsætning af  $^{14}\text{C}$ -mærket maleinhydrazid til jord stiger radioaktiviteten i aminosyrefraktionen til ca.

INKUBATIONSTID (DAGE)	% AF TILSAT $^{14}\text{C}$ I AMINOSYREFRAKTIONEN	% $^{14}\text{C}$ I JORD	AMINOSYRE $^{14}\text{C}$ I % AF $^{14}\text{C}$ I JORD
5	3,2	72,2	4,4
9	4,2	56,6	7,4
20	3,3	53,8	6,1
64	3,1	42,5	7,3
112	2,3	34,3	6,7

Tabel 5. Maleinhydrazid-kulstof indbygget i aminosyrefraktionen i jord tilsat 9 ppm  $^{14}\text{C}$ -mærket maleinhydrazid. Tabellen viser også hvor mange %  $^{14}\text{C}$ , der er tilbage i jorden på analysetidspunktet, og hvor stor en procentdel aminosyre- $^{14}\text{C}$  udgør af den tilbageværende radioaktivitet, (Helweg, 1975a).

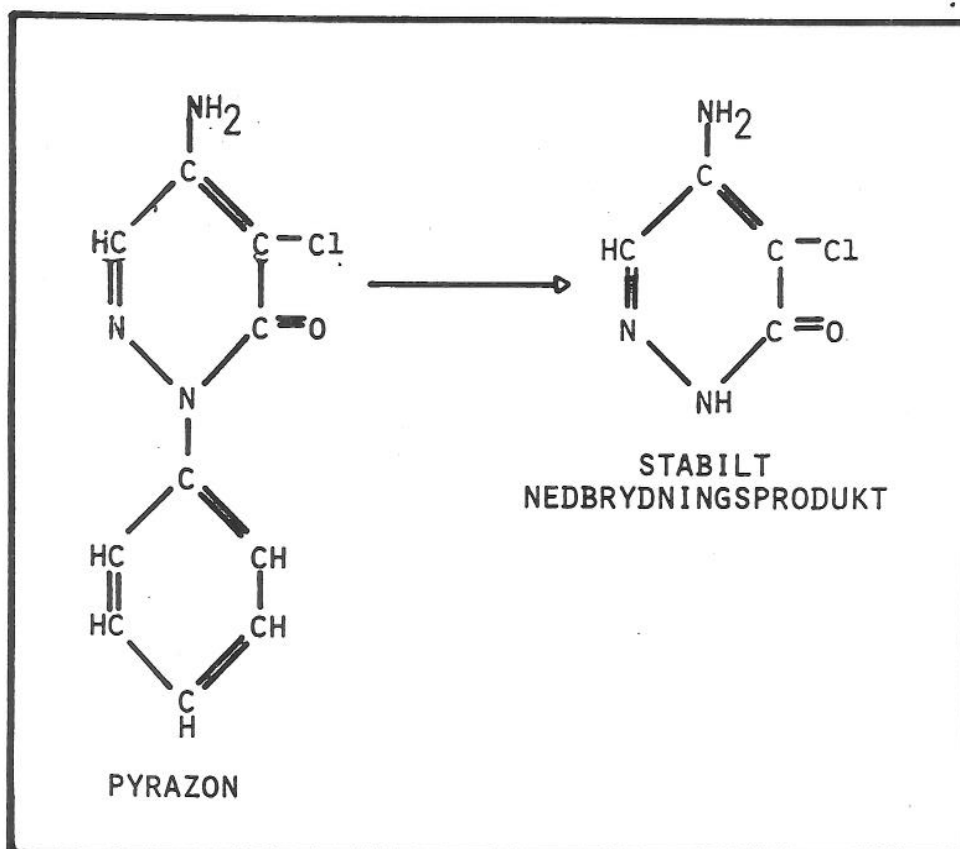


4 % af den tilsatte aktivitet i løbet af de første 9 dage, hvorefter den aftager i takt med faldet i jordens totale indhold af  $^{14}\text{C}$ . Dette ses bedst af, at aktiviteten i aminosyrefraktioneren i % af den tilbageværende aktivitet holder sig konstant. I princippet svarer disse resultater til, hvad man finder f.eks. ved tilsætning af cellulose til jord.

#### Dannelse af stabile nedbrydningsprodukter.

De hidtil viste eksempler har beskrevet en fuldstændig nedbrydning af pesticiderne. Et stort problem er imidlertid, at der ofte kun sker en delvis nedbrydning af pesticidmolekylet; herved kan det miste sine oprindelige egenskaber, men kan til gengæld have erhvervet nogle andre. For at undgå at ubehagelige nedbrydningsprodukter efterlades er det af stor interesse at få fuld klarhed over et pesticides nedbrydningsvej.

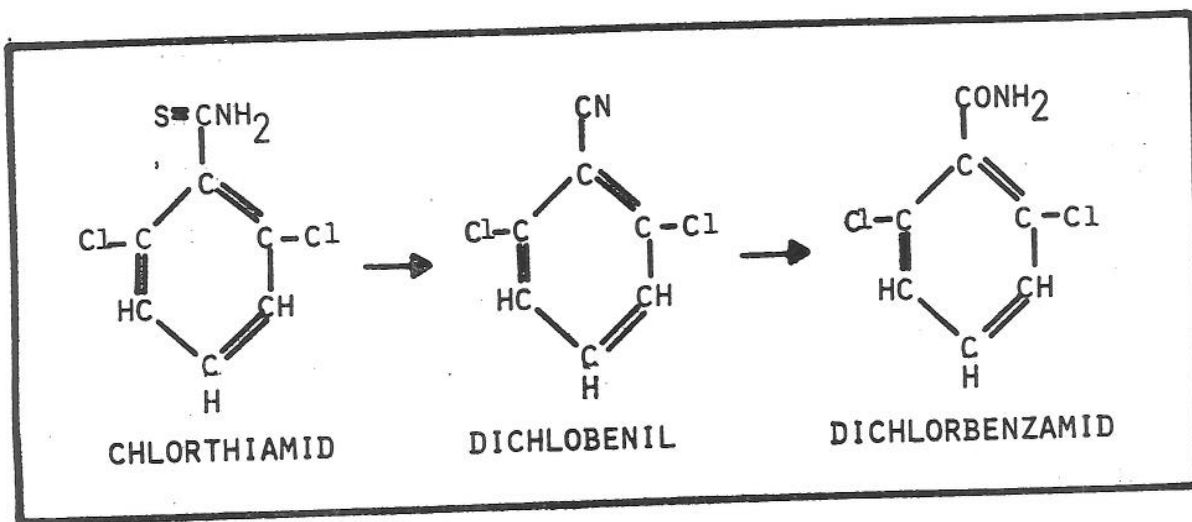
Som eksempel på et stabilt nedbrydningsprodukt viser figur 11



Figur 11. Herbicidet pyrazon (5-amino-4-chlor-2-phenylpyridazin-3(2H)-one) og den stabile substituerede pyridazinring, som bliver tilbage efter stoffets biologiske nedbrydning, (Engvild og Jensen, 1969).

herbicidet pyrazon, samt den rest som efterlades, når den første mikrobielle nedbrydning er foregået. Man kan se, at benzenringen bliver fraspaltet, medens den substituerede pyridazinring efterlades.

Af figur 12 fremgår det, at også herbiciderne chlorthiamid og dichlobenil efterlader et stabilt nedbrydningsprodukt i jorden, nemlig dichlorbenzamid. Denne forbindelse er stabil og har en svag plantegiftig effekt, idet den kan fremkalde klorotiske pletter på blade.



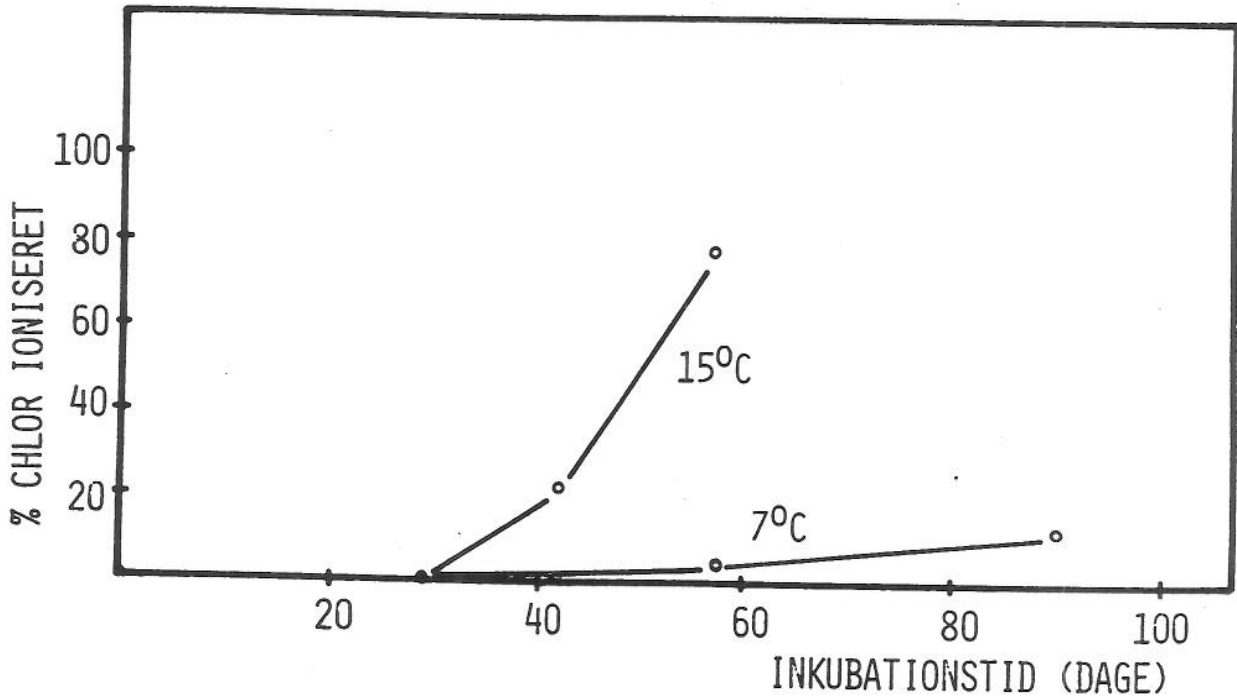
Figur 12. Herbicidet chlorthiamid omdannes hurtigt til herbicidet dichlobenil i jord; dichlobenil vil betydelig langsommere blive omdannet til det stabile dichlorbenzamid, som kun har svag herbicid virkning (Beynon og Wright, 1968).

### Miljøfaktorers indflydelse på nedbrydningen.

Hastigheden, hvormed den biologiske nedbrydning foregår, vil være afhængig af mange forskellige miljøfaktorer, herunder jordens temperatur, dens sammensætning, pH og indholdet af vand og ilt.

Figur 13 viser, hvordan temperaturen påvirker frigørelsen af chlor fra trichloreddikesyre (TCA) i jord, som tegn på, at midlet bliver nedbrudt. Efter en lagfase på ca. 30 dage sker der en hurtig frigørelse af chlor ved 15°C, mens kun meget lidt frigøres ved 7°C. Den mindre nedbrydning ved lav temperatur må formodes at hænge sammen med mikrofloraens temperaturafhængighed.





Figur 13. Nedbrydning af herbicidet TCA (trichloreddikesyre) ved 7° og 15°C, målt ved mængden af ioniseret chlorid, (Jensen, 1959).

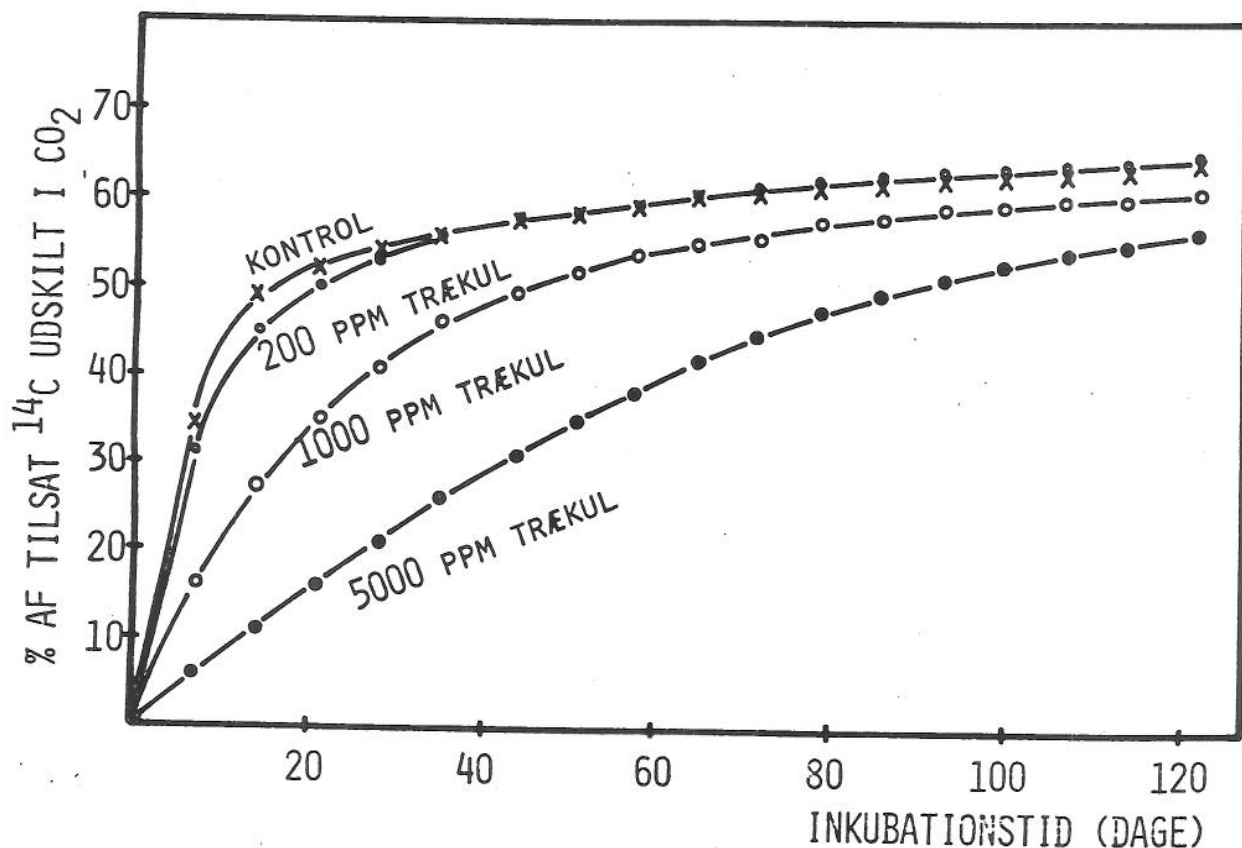
Indflydelsen af pH på bestandigheden af herbicidet 2,4-D i jord fremgår af tabel 6. Tabellen viser en hurtig nedbrydning i neutral jord, men betydelig langsommere ved lave pH-værdier. Forklaringen herfor skal enten søges i, at de organismer som kan nedbryde 2,4-D ikke kan trives ved lavt pH, eller at pH påvirker pesticidets binding til jordpartikler eller dets giftighed overfor mikrofloraen.

PH	NEDBRYDNINGSTID FOR 30% (100 PPM 2,4-D TILSAT)
3,9	31 DAGE
4,1	26 " "
5,1	12 " "
6,9	6 " "

Tabel 6. Nedbrydningstid for 100 ppm af herbicidet 2,4-D i jord ved forskellige pH-værdier, (Hörling, 1970).

Jordtypens indflydelse på nedbrydningen vil i høj grad afhænge af hvilket pesticid der er tale om. Hvor man tidligere regnede med, at nedbrydningen skete hurtigst i humusrige jorde med høj biologisk aktivitet, så har det vist sig, at et højt humusindhold også kan virke hæmmende på nedbrydningen, idet pesticiderne adsorberes på humuspartikler og derved gøres vanskeligt tilgængelige for mikrofloraen. Tilsvarende kan lermineralet montmorillonit hæmme den biologiske nedbrydning af herbicidet paraquat ved adsorption.

Det kan være vanskeligt at adskille adsorptionens indflydelse fra andre miljøfaktorer, således vil en forøgelse i mængden af humus også ændre andet end jordens adsorptionskapacitet. Et adsorberende, men biologisk inaktivt stof, er derfor bedst egnet til en sådan undersøgelse. Figur 14 viser hvordan en sådan adsorbent, nemlig aktiveret trækul, påvirker nedbrydningen af  $^{14}\text{C}$ -mærket maleinhydrazid.



Figur 14. Indflydelse af aktiveret trækul på nedbrydningen af  $^{14}\text{C}$ -mærket maleinhydrazid. Nedbrydningen blev målt ved mængden af  $^{14}\text{C}$  udskilt i  $\text{CO}_2$  fra jord tilsat 20 ppm  $^{14}\text{C}$ -mærket maleinhydrazid og henholdsvis 0, 200, 1000 og 5000 ppm aktiveret trækul, (Helweg, 1975b).

Figuren viser, at mens 200 ppm (0,02 %) trækul kun har en lille effekt på maleinhydrazids nedbrydning sammenlignet med kontrollen, så hæmmer både 1000 (0,1 %) og 5000 ppm (0,5 %) trækul nedbrydningen i lang tid. Resultaterne tyder dog på, at det adsorberede maleinhydrazid gradvis frigøres fra trækullet og nedbrydes, idet der kun er en lille forskel på de totale udskilte mængder  $^{14}\text{C}$  efter 120 dages inkubering.

Under meget tørre forhold er den mikrobielle aktivitet i jorden selvsagt meget lav, hvorfor også den biologiske nedbrydning af pesticider vil gå næsten i stå. Også ekstremt høje vandindhold kan skabe ugunstige betingelser for specielt den aerobe mikroflora, med deraf følgende lavere aktivitet og nedbrydning. Der er dog eksempler på, at et højt vandindhold i jorden kan have positiv indflydelse på et pesticides nedbrydning, nemlig hvor nedbrydningen er afhængig af anaerobe eller mikroaerofile mikroorganismer.

Insekticidet lindan, som under vore jordbundsforhold kan findes flere år efter anvendelse, det kan i oversvømmede rismarker i troperne nedbrydes på ca. 1 måned; som bekræftelse på dette resultat er der isoleret en Clostridium sp. fra lindanbehandlet jord, som hurtigt kunne nedbryde lindan under anaerobe forhold i et laboratorieforsøg.

#### Kemisk nedbrydning.

Selv om den mikrobiologiske nedbrydning har størst betydning for pesticidernes forsvinden, så er der også forbindelser, som nedbrydes kemisk i jorden. Det hænger sammen med, at fugtig jord er et meget aktivt reaktionsmedium; der er vand til hydrolysering, ilt til oxidation og ioner og kolloidale overflader til katalysering af processerne, på overfladen af jord og planter er der desuden strålingsenergi fra sollyset, som kan forårsage fotodekomponering.

Omdannelsen af chlorthiamid til dichlobenil, som er nævnt i figur 12, er således en rent kemisk proces, ligesom også insekti-

cidet malathion kan omdannes kemisk i jorden. Insekticidet pyrethrum, som er et planteekstrakt, er så ustabil, at alene luftens og sollysets indflydelse kan spalte det.

Nedvaskning og afskylning.

Der er en risiko for, at bestandige pesticider efterhånden kan nedvaskes i jorden og derved skabe forurening af grund- eller drænvand. Den hastighed, hvormed nedvaskningen kan forløbe, vil være afhængig af midlernes opløselighed i vand, af deres evne til at blive bundet til jordpartikler, samt af jordens sammensætning.

De fleste undersøgelser tyder dog på, at kun få pesticider bliver nedvasket i betænkelig grad. I tabel 7 og 8 ses en samling af resultater fra 53 undersøgelser vedrørende pesticiders nedvaskning. Resultaterne er ganske vist vanskelige at sammenligne, idet undersøgelserne er udført under vidt forskellige forhold, men efter forfatterens bedste skøn kan pesticiderne med rimelig sikkerhed anbringes i de tre anførte grupper.

INSEKTICID	RISIKO FOR NEDSIVNING	SVAG NEDSIVNING	NÆPPE NEDSIVNING
ALDRIN.....	.....	.....	.....XX
CHLORFENVINPHOS.....	.....	.....X	.....
DDT.....	.....	.....X.....	.....X
DIELDRIN.....	.....	.....X.....	.....XX
DIMETHOAT.....	.....	.....X	.....
ENDRIN.....	.....	.....	.....X
HEPTACHLOR.....	.....	.....	.....X
LINDAN.....	.....	.....	.....X
PARATHION.....	.....	.....	.....XXX
PHOSPHAMIDON.....	.....	.....X	.....

X =RESULTAT AF EN UNDERSØGELSE

Tabel 7. Resultater af 17 undersøgelser vedrørende nedvaskning af insekticider i jord. På grundlag af undersøgelsesernes resultater er midlerne skønsmæssigt placeret i tre grupper efter deres bevægelighed i jord.

For insekticiders og fungiciders vedkommende (tabel 7) viste ingen af de undersøgte stoffer særlig risiko for nedvaskning, derimod viste undersøgelserne, at der var risiko for nedvaskning af herbiciderne dicamba, picloram og 2,3,6-TBA (tabel 8). Også et herbicid som TCA må formodes at kunne udvaskes.

HERBICID	RISIKO FOR NEDSIVNING	SVAG NEDSIVNING	NÆPPE NEDSIVNING
ATRAZIN.....	.....	.....X	.....
CHLOROXURON.....	.....	.....	.....X
CHLORTHIAMID.....	.....	.....	.....X
CIPC.....	.....	.....	.....X
CYCLURON.....	.....	.....X	.....
DICAMBA.....	.....XX	.....	.....
DICHOLOBENIL.....	.....	.....	.....XX
DIURON.....	.....	.....X	.....
DNBP.....	.....	.....X	.....
EPTC.....	.....	.....X	.....
FLUOMETURON.....	.....	.....	.....X
IPC.....	.....	.....	.....X
LINURON.....	.....	.....X	.....X
MALEINHYDRAZID.....	.....	.....	.....X
MONURON.....	.....	.....X	.....
NEBURON.....	.....	.....	.....X
PICLORAM.....	.....XXXX	.....	.....
PROMETRYNE.....	.....	.....X	.....
PROPAZIN.....	.....	.....X	.....
SIMAZIN.....	.....	.....XXX	.....X
2,3,6-TBA.....	.....XXX	.....	.....
TRIBUNIL.....	.....	.....	.....X
TRIFLURALIN.....	.....	.....	.....XX
VENZAR.....	.....	.....	.....X

X = RESULTAT AF EN UNDERSØGELSE

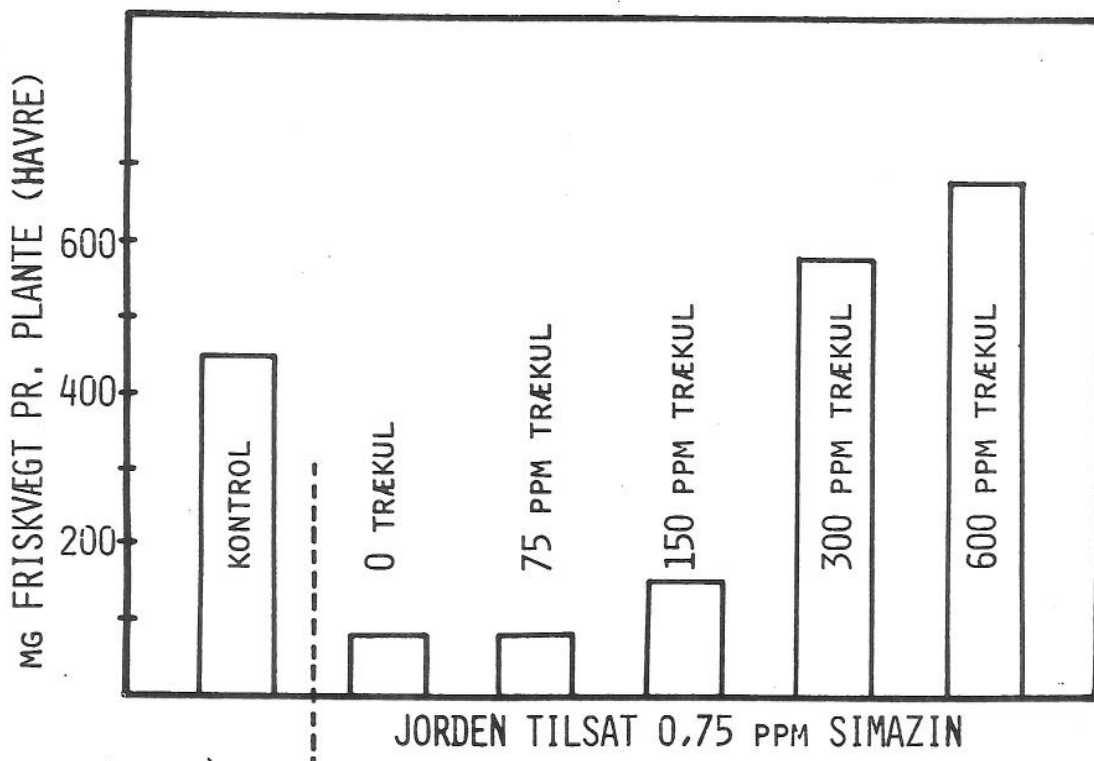
Tabel 8. Resultater af 36 undersøgelser vedrørende nedvaskning af herbicider i jord. På grundlag af undersøgelsesernes resultater er midlerne skønmæssigt placeret i tre grupper efter deres bevægelighed i jord.

Årsagerne til at risikoen for udvaskning af de fleste pesticider er relativt ringe er, at der normalt anvendes relativt små pesticidmængder pr. arealenhed. Mange jordtyper har desuden en stor evne til at adsorbere, og yderligere har mange pesticider en lav vandopløselighed og bliver efterhånden nedbrudt i jorden.

Risikoen for udvaskning af pesticider i jord, ses derfor at være størst ved anvendelse af store mængder vandopløselige pesticider på jordtyper med lave indhold af ler og humus, risikoen vil yderligere forøges ved lav jordtemperatur og stor nedadgående vandbevægelse.

#### Adsorption af pesticider.

Det er tidligere belyst, at pesticiders adsorption i jord kan gøre dem mindre tilgængelige for mikroorganismene (se figur 14). På tilsvarende måde kan adsorptionen gøre et pesticid mindre virksomt i jorden, således at der sker en tilsyneladende fjernelse.



Figur 15. Indflydelse af aktiveret trækul på plantegiftigheden af herbicidet simazin (2-chlor-4,6-bisethylamino-1,3,5-triazin). Jordprøver er tilsat 0,75 ppm simazin og iblandet henholdsvis 0, 75, 150, 300 og 600 ppm aktiveret trækul. Figuren viser friskvægte af havre efter 1 måned, sammenlignet med kontrollen yderst til venstre, (Melweg, 1968).



Figur 15 viser herbicidet simazins giftighed overfor havre når forskellige mængder trækul blandes i jorden (trækullet påvirker ikke havrens vækst). Jorden er i forsøget tilsat 0,75 ppm simazin og henholdsvis 0, 75, 150, 300 og 600 ppm trækul; figuren viser en tydelig mindre giftighed af herbicidet, udtrykt ved planternes friskvægt, ved stigende mængder trækul. Effekten af 0,75 ppm simazin er helt ophævet, når jorden er tilsat 300 og 600 ppm trækul, og der ses oven i købet en vækststimulering, som sandsynligvis skyldes, at de små mængder tilgængeligt simazin stimulerer planternes kvælstofomsætning.

#### Fordampning.

Enkelte pesticider, f.eks. chlorthiamid og dichlobenil, fordampes relativt let, og kan derfor fjernes fra jorden ved fordampning, hvis de ikke er nedbragt i jorden. De fleste øvrige pesticider fordampes noget vanskeligere, men alligevel ser det ud til, at fordampning kan have betydning for deres fjernelse. Det ses blandt andet af, at en lang række herbicider kan gøre stor skade, hvis de anvendes i lukkede rum, f.eks. væksthuse, også selv om de ikke er i direkte kontakt med planterne. Der er rimelig grund til at antage, at når man finder de chlorerede kulbrinter over hele kloden, så er årsagen ikke alene, at de er ført rundt med havstrømme og transporteret i biologiske fødekæder, men også at de er fordampet fra anvendelsesområdet og senere udvasket med nedbøren over andre egne.

#### Optagelse i afgrøden.

Som den sidste og mest risikable måde kan pesticiderne fjernes fra jorden ved at blive optaget i plantevæksten og ført bort med den indhøstede afgrøde. Det er selvfølgelig betænkeligt, hvis et pesticid overføres til afgrøden, primært på grund af risikoen for overførsel af pesticider til dyr og mennesker; interessen for at kende pesticidernes bestandighed og nedbrydning skyldes også i første række risikoen for rester i fødemidler.

### Konklusion.

På grundlag af de store indbyrdes forskelle mellem de enkelte pesticider, både hvad angår giftighed og bestandighed, må man ud fra et økologisk synspunkt stille visse krav til et nyt pesticid inden det tages i anvendelse. Foruden midlets giftighed overfor højere dyr og mennesker bør dets bestandighed og omdannelse også være undersøgt, således at man har et rimeligt grundlag, når der skal afstikkes retningslinier for midlernes anvendelse.

### Litteraturliste:

- Alexander, M. and Aleem, M.I.H. (1961): Effect of chemical structure on microbial decomposition of aromatic herbicides. J. Agr. Food Chem., 9, 44-47.
- Audus, L.J. (1951): The biological detoxication of hormone herbicides in soil. Plant and Soil, 3, 2, 170-192.
- Beynon, K.I. and Wright, A.N. (1968): Persistence, penetration and breakdown of chlorthiamid and dichlobenil herbicides in field soils of different types. J. Sci. Fd. Agric., 19, 718-722.
- Engvild, K.C. and Jensen, H.L. (1969): Microbial decomposition of the herbicide pyrazon. Soil Biol. Biochem., 1, 295-300.
- Esser, H.O. (1970): The biodegradation of pesticides in the soil. Mededelingen Faculteit Landbouwwetenschappen, Gent. 35, 753-783.
- Helweg, A. (1968): The inactivation of simazine and linuron in soil by charcoal. Weed Res., 8, 58-60.
- Helweg, A. (1971): Maleinhydrazids nedbrydning og indflydelse på respirationen i jord. Tidsskr. f. Planteavl, 75, 84-89.
- Helweg, A. (1975a): Degradation of <sup>14</sup>C-labelled maleic hydrazide in soil as influenced by sterilization, concentration and pretreatment. Weed Res., 15, 53-58.



- Helweg, A. (1975b): Degradation of  $^{14}\text{C}$ -maleic hydrazide in soil as influenced by adsorption on activated carbon. Weed Res, 15, 129-133.
- Horvath, R.S. (1972): Microbial co-metabolism and degradation of organic compounds in nature. Bact. Rev., 36, 146-155.
- Hörling, G. (1970): Herbicider och markens mikroorganismer. Grundförbättring, 23, 75-80.
- Jensen, H.L. (1959): Biologisk sønderdeling af ukrudtsmidler i jordbunden (MCA, TCA, DCP). Tidsskr. f. Planteavl, 63, 470-499.
- Kemikaliekontrollen (1957-1975): Oversigt over salg af pesticider.
- Munnecke, D.M. and Hsieh, D.P.H. (1974): Microbial decontamination of parathion and p-nitrophenol in aqueous media. Appl. Microbiol. 28, 212-217.
- Siddaramappa, R., Rajaram, K.P. and Sethunathan, N. (1973): Degradation of parathion by bacteria isolated from flooded soil. Appl. Microbiol., 26, 846-849.
- Steenso, T.I. and Walker, N. (1957): The pathway of breakdown of 2,4-dichloro- and 4-chloro-2-methyl-phenoxyacetic acid by bacteria. J. Gen. Microbiol., 16, 146-155.

### Pesticiders indflydelse på jordbundens mikroorganismer.

De omsætninger, som bakterier og svampe foretager i jorden, er af afgørende betydning for at jorden fortsat kan anvendes til dyrkning af planter. Det er derfor en forudsætning for en sikker anvendelse af pesticider, at de ikke hæmmer vigtige mikrobielle omsætninger i jorden.

---

Der er udført mange undersøgelser for at klarlægge, om pesticider har skadelig indflydelse på jordens mikroflora, men på grund af de uens betingelser hvorunder eksperimenterne er udført, kan resultaterne være vanskelige at sammenligne.

Figur 1 viser en del af de forskellige metoder, som har været benyttet i disse undersøgelser. Undersøgelserne er i figuren opdelt i to principielt forskellige grupper, nemlig 1) måling af indflydelsen på isolerede mikroorganismer dyrket i kunstige vækstsubstrater, og 2) indflydelsen på mikroorganismer og mikrobielle omsætninger i jorden.

Når man måler indflydelsen på isolerede mikroorganismer, som dyrkes i kunstige næringssubstrater, så får man imidlertid ikke et realistisk billede, idet skadevirkningen normalt vil være meget større i kunstige næringssubstrater end i jorden. I det følgende omtales derfor kun målinger af indflydelsen i jord.

- |   |
|---|
| <p>1. PESTICIDERS INDFLYDELSE PÅ MIKROORGANISMER DYRKET I KUNSTIGE VÆKSTSUBSTRATER</p>  |
| <p>2. PESTICIDERS INDFLYDELSE PÅ MIKROORGANISMER OG MIKROBIELLE OMSÆTNINGER I JORD</p> <p>I. ANTALLET AF MIKROORGANISMER I JORD</p> <p>A. TÆLLING AF JORDENS TOTALE ANTAL BAKTERIER, SVAMPE ELLER ALGER</p> <p>B. UNDERSØGELSE AF FORSKYDNINGER I MIKROFLORAENS SAMMENSÆTNING</p> <p>II. MIKROBIELLE OMSÆTNINGER I JORD</p> <p>A. CO<sub>2</sub>-UDSKILLELSE</p> <p>B. ENZYMAKTIVITET</p> <p>C. AMMONIFIKATION</p> <p>D. NITRIFIKATION</p> <p>E. NEDBRYDNING AF ORGANISK STOF</p> |

Figur 1. Metoder benyttet til måling af pesticiders indflydelse på jordbundens mikroflora.

I. Indflydelse på antallet af mikroorganismer i jord.

Tælling af jordens totale antal af bakterier, svampe eller alger.

Når man vil måle ændringer i jordens totale antal mikroorganismer, tælles antallet af bakterier, svampe eller alger, enten ved at pøde med fortyndinger af jorden på velegnede substrater og tælle hvor mange organismer, der danner kolonier, eller ved direkte tælling under mikroskop. Ved disse metoder kan man imidlertid sjældent skelne mellem de forskellige slægter og arter af mikroorganismer, og et fald i antallet af pesticidfølsomme organismer kan meget let blive skjult, ved at antallet af de mindre følsomme arter stiger.

Undersøgelser, som er udført på dette område viser f.eks., at midlerne chloroxuron, parathion, DDT, fenitrothion og pyrazon ikke

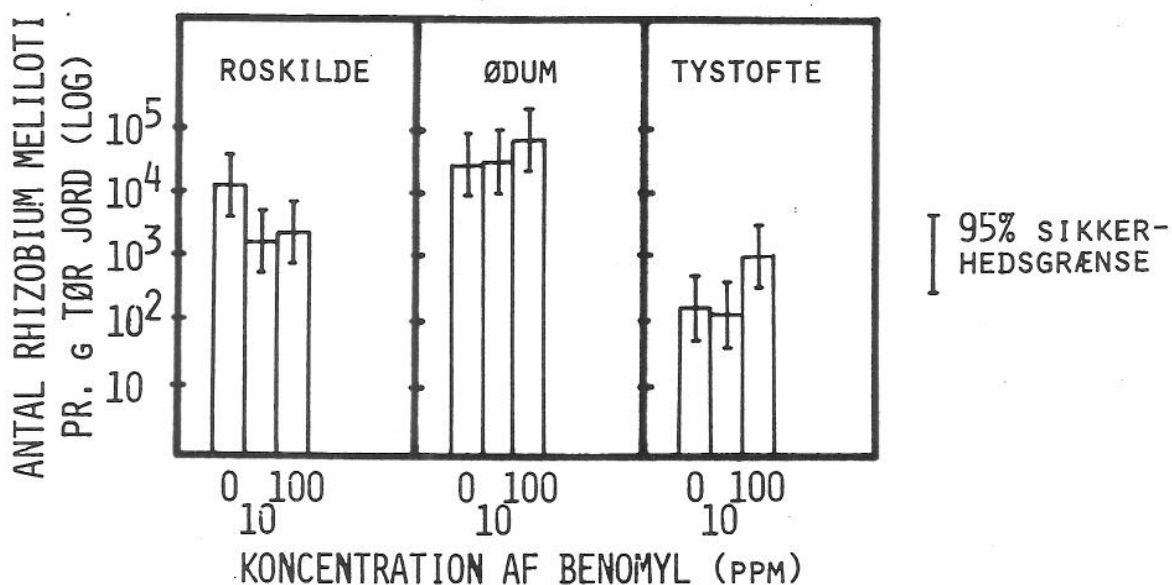
påvirker det totale antal organismer i jorden. Der er dog en tendens til at fungicider som captan og thiram og herbiciderne sima-zin og atrazin kan nedsætte antallet af svampe i jorden, men normalt er indflydelsen kun kortvarig.

Midler, som benyttes til jordsterilisation, har selvsagt stor indflydelse, men jordens totale antal mikroorganismer stiger hurtigt igen efter behandlingen, og det kan overstige antallet i ubehandlet jord, blot vil der ofte være en anden sammensætning af mikrofloraen, der vil således ofte være relativt få svampearter.

#### Undersøgelse af forskydninger i mikrofloraens sammensætning.

Pesticiders indflydelse på mikrofloraens sammensætning undersøges, ved at tælle antallet af forskellige grupper eller arter af mikroorganismer. Cellulosenedbrydende bakterier og svampe og kvælstofbindende bakterier er et par eksempler herpå.

Figur 2 viser, hvordan fungicidet benomyl påvirker antallet af lucernerodknoldbakterier i lucerne jord udtaget på tre forskellige lokaliteter. Antallet af lucernebakterier er talt efter 14 dages inkubering, og resultaterne viser, at de afprøvede 10 og 100 ppm



Figur 2. Indflydelse af fungicidet benomyl (1-(butylcarbamoyl)-2-benzimidazol karbaminsyre, methyl ester) på antallet af lucernerodknoldbakterier (Rhizobium meliloti) i tre forskellige lucernejorde. Før tælling var jordene inkuberet i 14 dage, henholdsvis uden benomyl, og tilsat 10 og 100 ppm, (Helweg, 1973).

benomyl ikke har nedsat antallet af rodknoldbakterier i forhold til ubehandlet. (Efter normale behandlinger under markforhold vil man sjældent finde koncentrationer på over 10 ppm).

Andre undersøgelser tyder også på, at der skal ret høje koncentrationer til, før rodknoldbakterier påvirkes i jord. Det ser dog ud til, at knolddannelsen kan påvirkes af nogle af de midler, som man bruger til afsvampning af frø, specielt kviksølvmidlerne har vist sig at være giftige, medens dithiocarbamater, og captan er mindre skadelige.

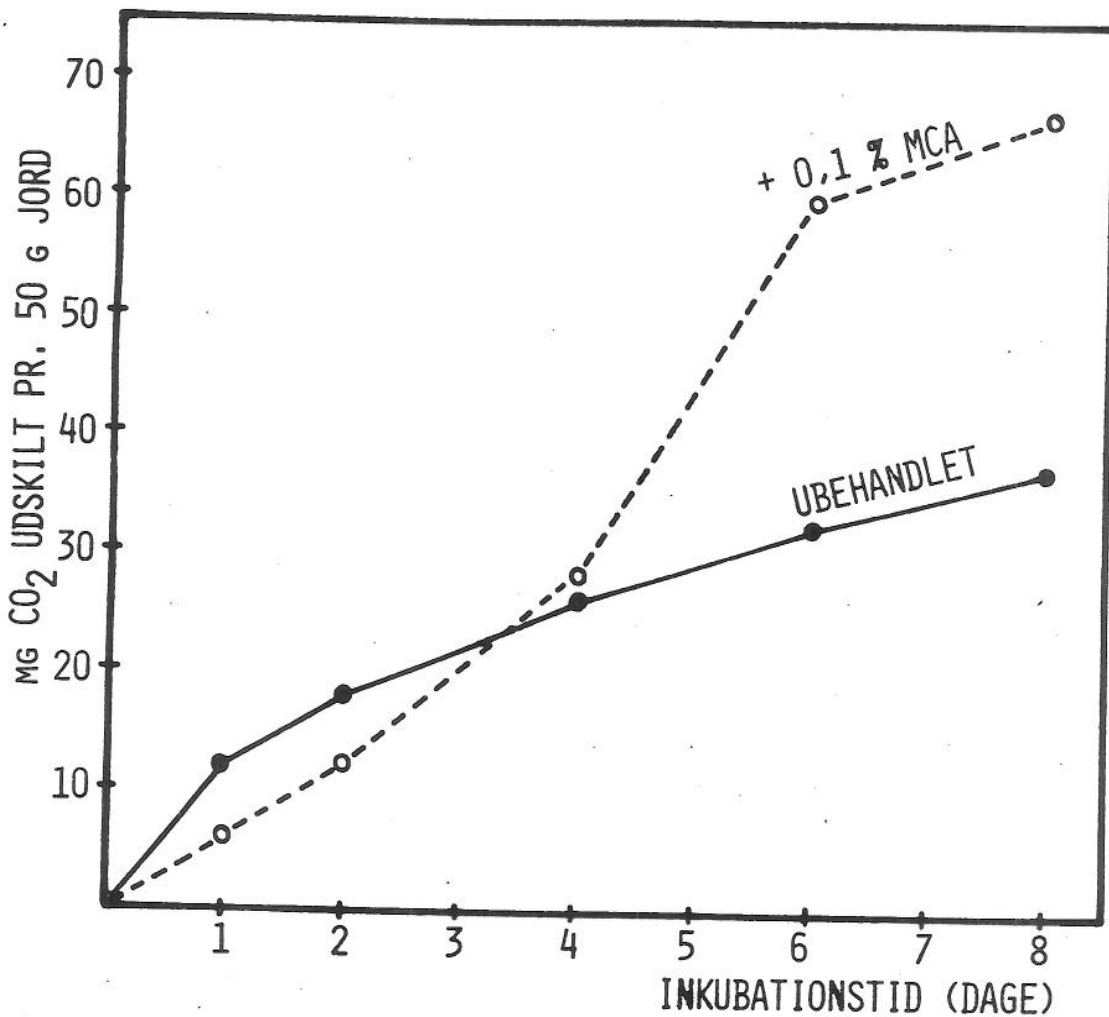
Nogle resultater tyder på, at frøafsvampningens skadelige indflydelse på Rhizobium kan reduceres ved at dække de afsvampede frø med et beskyttende lag polyvinylacetat før podning.

## II. Indflydelse på mikrobielle omsætninger i jord.

Måling af indflydelsen på forskellige mikrobielle omsætninger kan foretages ret nøjagtigt, man må blot gøre sig klart, at der er tale om en hel serie af biokemiske processer, og man måler normalt kun slutprodukterne.

CO<sub>2</sub>-udskillelse fra jord. Under mikroorganismernes aktivitet i jorden vil der blive udskilt CO<sub>2</sub>. Hvis man anvender den udskilte CO<sub>2</sub>-mængde som mål for en skadevirkning, så må man erindre, at den er et udtryk for aktiviteten af det totale antal mikroorganismer i jorden, selv om nogle organismer bliver dræbt af et bekæmpelsesmiddel, så kan den hæmning, som man skulle forvente, blive skjult af, at modstandsdygtige organismer formerer sig på de dodes bekostning. Der er også ofte tale om, at nogle af jordbundens mikroorganismer er i stand til at udnytte pesticidet eller dele deraf, som næringskilde, hvilket normalt vil forøge CO<sub>2</sub>-produktionen.

Figur 3 viser, hvordan det biologisk nedbrydelige herbicid monochloracetat påvirker CO<sub>2</sub>-udskillelsen fra jord. I begyndelsen forårsager pesticidet en mindre hæmning, men den efterfølges hur-



Figur 3. Indflydelse af herbicidet MCA (monochloreddikesyre) på CO<sub>2</sub>-udskillelsen fra jord, (Jensen, 1959).

tigt af en tydelig stimulering, som tegn på, at midlet nedbrydes.

Pesticider som DNOC, endothal, maleinhydrazid og benomyl stimulerer også CO<sub>2</sub>-udskillelsen fra jord, og der skal høje koncentrationer af de mere giftige pesticider til, før en hæmning optræder.

Enzymaktivitet i jord. De fleste mikrobielle omsætninger i jorden bliver udført af enzymer, som mikroorganismer har produceret. En del af disse enzyms aktivitet kan måles i jorden og bliver ofte benyttet som udtryk for mikroorganismernes aktivitet i jorden.

Når man taler om de almindeligt målte enzyms aktivitet i jorden, så er disse målinger ligesom CO<sub>2</sub>-udskillelsen udtryk for en lang række organismers aktivitet, idet vidt forskellige mikroorga-



nismer ofte producerer de samme enzymer. Undersøgelser af enzymerne dehydrogenase, phosphatase og urease har vist, at disse almindeligt forekommende enzymaktiviteter kun meget sjældent hæmmes af pesticider.

Der er dog også målelige enzymer, som kun kan produceres af et meget lille udsnit af jordens mikroorganismer. Hertil hører det kvælstofbindende enzym nitrogenase. I tabel 1 er vist hvordan insekticidet phoxim påvirker nitrogenaseaktiviteten i jord, som var podet med den kvælstofbindende bakterie Azotobacter. Yderst til venstre er angivet de benyttede koncentrationer, og måling af nitrogenasens aktivitet fandt sted efter 1, 5 og 14 dages inkubering.

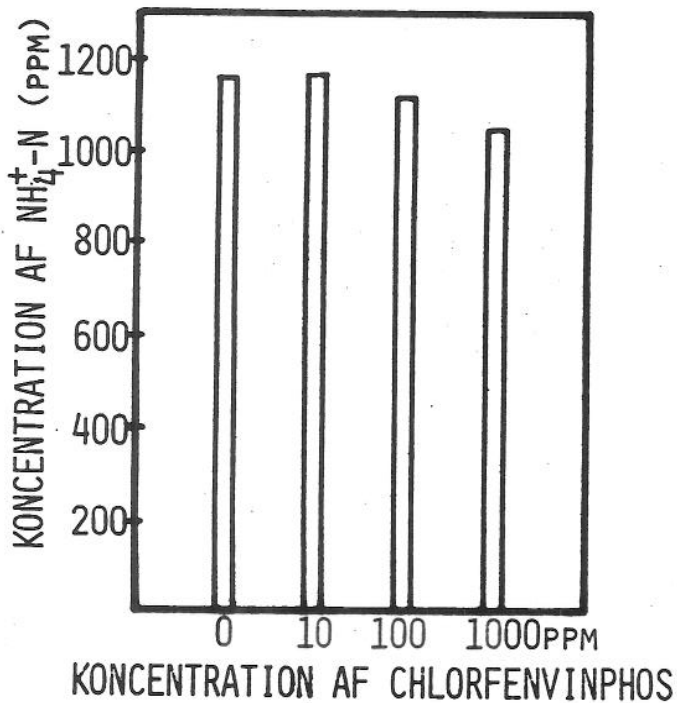
Efter 5 dages inkubering er kvælstofbindingen hæmmet af 10 ppm phoxim, og hæmningen holdt sig i hele forsøgsperioden. Azotobacter har også vist sig at være meget følsom overfor f.eks. dalapon og ioxynil.

KONCENTRATION (PPM)	INKUBATIONSTID (DAGE)		
	1	5	14
UBEHANDLET	100A	100A	100A
10 PPM PHOXIM	93A	79B	88B

Tabel 1. Indflydelse af insekticidet phoxim ((diethoxy-thiophosphoryloxyimino)-phenylacetonitril) på biologisk kvælstofbinding i jord. Jordprøverne er henholdsvis ubehandlet og tilsat 10 ppm phoxim og er podet med Azotobacter macrocytogenes. Kvælstofbindingen er målt ved acetylenreduktionsmetoden efter 1, 5 og 14 dages inkubering. (Resultaterne er angivet i % af ubehandlet; resultater i samme søjle, som er markeret med forskellige bogstaver er signifikant forskellige ved  $p < 0,05$ ), (Eisenhardt, 1975).

Ammonifikation i jord. Når kvælstofholdige organiske stoffer bliver nedbrudt i jorden, sker det normalt under dannelse af ammoniumforbindelser. Denne del af kvælstofmineraliseringen betegnes ammonifikation, og den kan foretages af mange forskellige mikroorganismer.

I figur 4 kan man se hvordan 10, 100 og 1000 ppm af insekticidet chlorfenvinphos påvirker dannelse af ammoniumforbindelser i jord. Som organisk kvælstofkilde var jorden tilsat 1 % pepton og den dannede mængde ammonium-N blev målt efter 1 uges inkubation.



Figur 4. Indflydelse af insekticidet chlorfenvinphos (diethyl 1-(2',4'-dichlorphenyl)-2-chlorvinylfosfat) på dannelsen af NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-forbindelser i jord. Jorden var tilsat 1% pepton og inkuberet 1 uge med henholdsvis 0, 10, 100 og 1000 ppm chlorfenvinphos, (Helweg, 1972b).

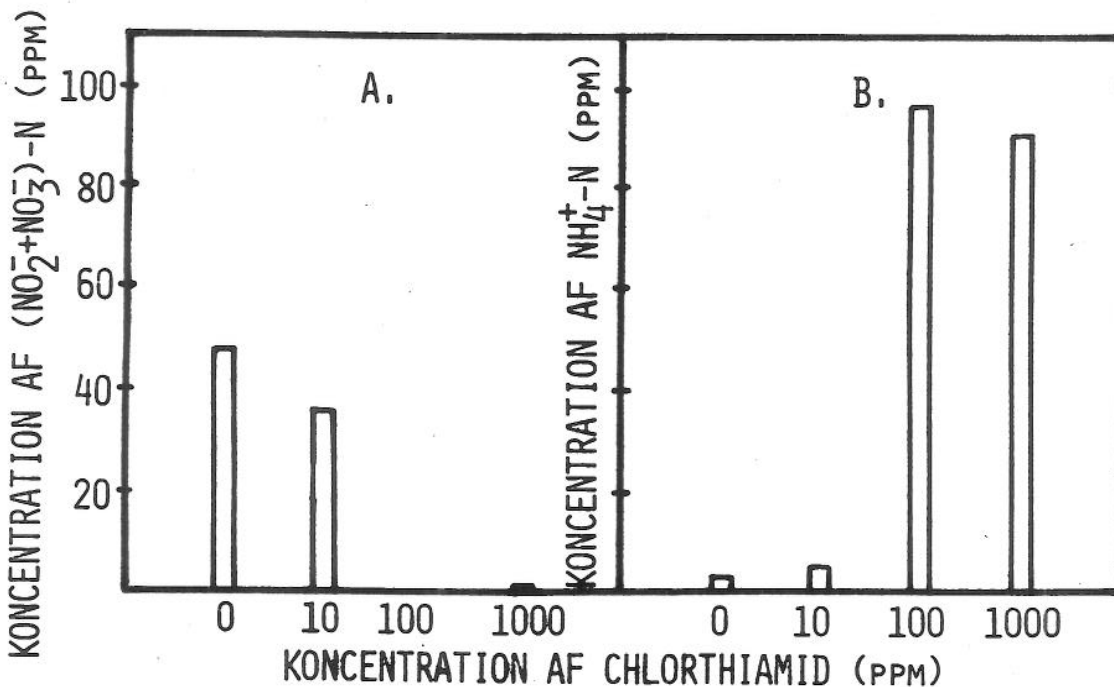
Undersøgelsen viser, at selv i jorden tilsat 1000 ppm chlorfenvinphos, er der dannet næsten lige så meget NH<sub>4</sub>-N som i ubehandlet jord. Denne pesticidkoncentration ligger flere hundrede gange over den, man vil finde ved normal anvendelse.

Undersøgelser af en række andre insekticider, fungicider og herbiciders indflydelse på dannelsen af ammoniumforbindelser i jord har tilsvarende vist, at kun ved ekstremt høje pesticidkoncentrationer blev ammonifikationen hæmmet.



Nitrifikation i jord. Ammoniumforbindelser vil i jorden blive iltet til nitrit og derfra til nitrat. Denne omdannelse foretages hovedsagelig af bakterieslægterne Nitrosomonas, og Nitrobacter.

I figur 5 ses indflydelsen af herbicidet chlorthiamid, på dannelse af  $(\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-)\text{-N}$  i jord. Jorden var tilsat  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  som  $\text{NH}_4^+$ -kilde. Figuren til venstre (5A) viser, hvor meget  $(\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-)\text{-N}$  der er dannet i jorden efter 1 måneds forløb. Både 100 og 1000 ppm chlorthiamid har helt blokeret dannelsen af  $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ , og af figuren til højre (5B) fremgår, at der tilsvarende er meget større mængder af uomsat  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  tilbage i de jorder, som var blevet tilsat 100 og 1000 ppm af pesticidet.



Figur 5. Indflydelse af herbicidet chlorthiamid (2,6-dichlorthiobenzamid) på dannelsen af  $(\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-)\text{-N}$  i jord tilsat  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  (100 ppm N). A viser koncentrationen af  $(\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-)\text{-N}$  efter 1 måneds inkubation med 0, 10, 100 og 1000 ppm chlorthiamid; B viser koncentrationen af uomsat  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  på samme tidspunkt, (Helweg, 1972a).

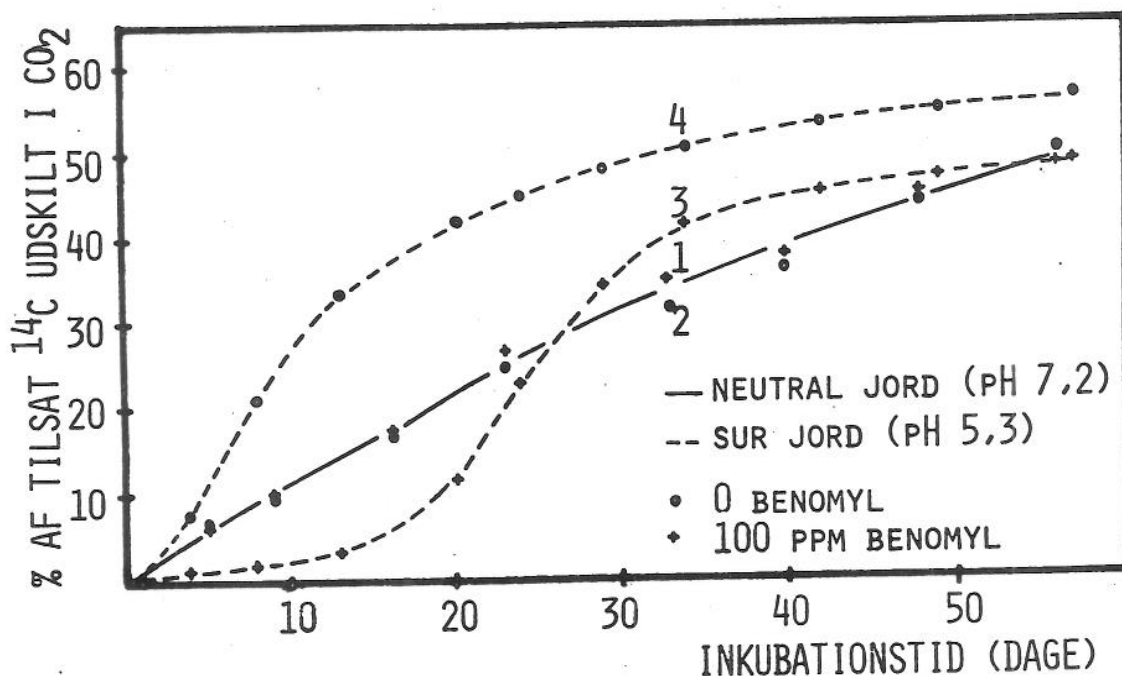
I lighed med dette resultat, viser andre undersøgelser, at høje koncentrationer af ziram, bordeauxvæske, carbofuran og chlorfenvinphos kan hæmme nitrifikationen. Efter brug af midler til jorddes-

infektion, har man set hæmning i 2-3 måneder, hvilket er efter at midlerne er forsvundet. Iøvrigt ser det ud til, at omdannelsen af  $\text{NO}_2^-$  til  $\text{NO}_3^-$  er mest følsom, hvad der kan give risiko for ophobning af  $\text{NO}_2^-$  i jorden.

Man må dog huske på, at en blokering af ammoniums oxidation nærmest kan betragtes som en fordel, idet  $\text{NH}_4^+$  ikke udvaskes så let som  $\text{NO}_3^-$ . Resultaterne skal derfor primært tages som et bevis på, at der altså er mikrobielle omsætninger i jorden, som er følsomme overfor pesticider.

Nedbrydning af organisk stof i jord. Cellulose er et af de vigtigste organiske stoffer, man har derfor ofte interesseret sig for pesticiders indflydelse på cellulose nedbrydning.

I figur 6 kan man se indflydelsen af 100 ppm af fungicidet benomyl på nedbrydningen af  $^{14}\text{C}$ -mærket cellulose i neutral og sur jord. Nedbrydningen er målt ved den udskilte mængde  $^{14}\text{CO}_2$  fra jorden.



Figur 6. Indflydelse af fungicidet benomyl på nedbrydningen af  $^{14}\text{C}$ -mærket cellulose; (1) neutral jord tilsat 100 ppm benomyl, (2) neutral jord uden benomyl, (3) sur jord tilsat 100 ppm benomyl, (4) sur jord uden benomyl, (Helweg, 1973).

Kurve 1 angiver nedbrydningen i neutral jord tilsat benomyl, og kurve 2 i ubehandlet neutral jord. De to kurver følges ad, som tegn på, at i neutral jord påvirker benomyl ikke cellulose nedbrydning. I den sure jord, hvor kurve 3 angiver jorden med benomyl og kurve 4 den ubehandlede, blokerer benomyl derimod cellulose nedbrydning til CO<sub>2</sub> i 2-3 uger. Man ser dog, at også i sur jord bliver cellulosen nedbrudt efter nogen tids forløb, sandsynligvis fordi der sker en forskydning i mikrofloraens sammensætning, således at benomyltolerante mikroorganismer har foretaget nedbrydningen.

Midler som simazin, atrazin, methyl bromid og D-D har også vist indflydelse på cellulosenedbrydningen, men langvarige virkninger ses normalt ikke.

#### Konklusion:

De foreliggende undersøgelser viser, at en del af de mikroorganismer og omsætninger, der findes i jorden, kan hæmmes af bekæmpelsesmidler. Der har dog i mange af undersøgelserne været anvendt koncentrationer betydelig over de i praksis anvendte og normalt er virkningerne kortvarige.

Det skal dog bemærkes, at det kan være vanskeligt at afgøre, om der er væsentlige virkninger, som man ikke har taget hensyn til i disse undersøgelser. Man kan heller ikke se bort fra, at en større skadevirkning kan optræde ved kombination af forskellige pesticider, således som det foregår ved normal anvendelse.

Litteratur

Audus, L.J. (1970): The action of herbicides and pesticides on the microflora. Mededelingen Faculteit Landbouwwetenschappen, Gent. 35, 465-492.

Eisenhardt, A.R. (1975): Influence of the insecticide phoxim on symbiotic and non-symbiotic nitrogen fixation determined by the acetylene reduction method. Tidsskr. f. Planteavl, 79, 254-258.

Helweg, A. (1972): I. Chlorthiamids bestandighed i jord. II. Chlorthiamid og dichlobenils indflydelse på CO<sub>2</sub>-udskillelse, ammonifikation og nitrifikation i jord. Tidsskr. f. Planteavl, 76, 145-155.

Helweg, A. (1972): Chlorfenvinphos; bestandighed og indflydelse på nitrogenomsætningen i jord. Tidsskr. f. Planteavl, 76, 519-527.

Helweg, A. (1973): Undersøgelser over fungicidet benomyl i jord. II. Benomyls indflydelse på jordbundens mikroflora. Tidsskr. f. Planteavl, 77, 375-384.

Jensen, H.L. (1959): Biologisk sønderdeling af ukrudtsmidler i jordbunden. Tidsskr. f. Planteavl, 63, 470-499.

Martin, J.P. (1963): Influence of pesticide residues on soil microbiological and chemical properties. Res. Rev., 4, 96-129.

## Følgevirksomheder af jorddesinfektion.

### Indledning.

Jorddesinfektion foretages på intensivt dyrkede arealer i gartnerier og planteskoler, med det formål at opretholde gode dyrkningsbetingelser i jorden, enten problemet nu er at fjerne bestemte plantepatogene organismer, eller at ophæve een eller anden ikke nærmere defineret "jordtræthed".

Jorddesinfektion kan udføres enten ved gennem nogle dage at behandle jorden med kemiske midler hvoraf nogle er meget giftige, eller ved at opvarme jorden til 80 - 100°C i nogle timer ved hjælp af damp. Ved sådanne behandlinger vil man, ifølge sagens natur, gribe ind på mange områder i jordbunden, f.eks. vil der ske en delvis (partiel) sterilisation af jorden. Den virkning man opnår på plantevæksten stammer derfor ikke kun fra udryddelsen af plantepatogene organismer, men også fra en række kemiske og biologiske ændringer i jorden, hvoraf nogle endnu ikke er fuldt klarlagt.

### Indflydelse på antallet af mikroorganismer.

I et gram af en velgødet og fugtig muldjord kan findes mellem 100 og 1000 millioner bakterier og mellem 10 og 100 meter svampehyfe. De fleste af disse organismer er såkaldte heterotrofe bakterier, d.v.s. at de lever af at nedbryde dødt organisk materiale som planterester og døde dyr. Mange af dem vil befinde sig i en hviletilstand, som kan ophæves når en passende næringskilde tilsettes jorden.

Hvis vi betragter bakterier og svampe som to grupper, så er svampene generelt langt følsommere overfor jorddesinfektion end bakterier, og der vil ofte gå lang tid før svampelivet i en desin-

ficeret jord er genetableret.

Tabel 1 viser som eksempel hvordan en behandling med 100 g af jorddesinfektionsmidlet D-D (cis- og trans-dichlorpropylen) pr. m<sup>2</sup> kan påvirke antallet af svampe og antallet af forskellige svampearter i en sandmuldet jord. I den D-D behandlede jord er alle svampe således dræbt 5 dage efter behandling. Efter 1 måneds forløb er der talt ca. 18000 pr. gram jord, men der er kun tale om to arter, medens der i ubehandlet jord blev fundet 23 forskellige arter. Det skal bemærkes, at sådanne svampetællinger er forbundet med stor usikkerhed.

	SVAMPE I 1 GRAM TØR JORD			
	EFTER 5 DAGE		EFTER 1 MÅNED	
	ANTAL	ARTER	ANTAL	ARTER
UBEHANDLET	63000	23	57000	23
100 G D-D/M <sup>2</sup>	0	0	18000	2

Tabel 1. Virkning af en jorddesinfektion med D-D på antallet af svampe og på antallet af forskellige svampearter i en sandmuldet jord behandlet med 100 g D-D pr. m<sup>2</sup>, (Martin, 1972).

Antallet af bakterier vil også falde efter en jorddesinfektion, men det stiger igen og vil hurtigt overstige antallet i ubehandlet jord. I tabel 2 ses hvordan en behandling med 40 g D-D pr. m<sup>2</sup> påvirker antallet af bakterier i en sandmuldet jord. Tabellen viser en nedgang i bakterieantallet lige efter behandlin-

	MILLIONER BAKTERIER + ACTINOMYCETER I 1 GRAM TØR JORD			
	EFTER 1	10	50	250 DAGE
UBEHANDLET	29	31	20	17
40 G D-D/M <sup>2</sup>	14	70	29	18

Tabel 2. Virkning af en jorddesinfektion med D-D på antallet af bakterier + actinomyceter, (Martin, 1972).



gen med D-D, men bakterielivet vender hurtigt tilbage og antallet er allerede 10 dage efter behandlingen større end i ubehandlet jord. Tallene i tabellen angiver dog blot det totale antal bakterier og actinomyceter og siger ikke noget om hvad det er for arter, idet nogle er betydelig mere følsomme end andre, som vi skal se på senere.

#### Ændringer i mikrofloraens sammensætning.

Det fremgik af tabel 1, at der var et ret stort antal svampe i jorden 1 måned efter behandlingen med D-D, men der blev kun fundet to forskellige arter. De første svampe, som dukker op i en desinficeret jord, kan tilhøre en del forskellige slægter, men Martin (1972) nævner, at man især har været opmærksomme på en art som hedder Trichoderma viride. Den er meget ofte den første svamp, som breder sig efter en jorddesinfektion, fordi den er ret modstandsdygtig overfor de forskellige behandlinger. Trichoderma viride har desuden den egenskab, at den virker hæmmende på væksten af nogle plantepatogene svampe, f.eks. Pythium, Phytophthora, Armillaria og Rhizoctonia. Den antibiotiske virkning af Trichoderma, og andre svampe som hurtigt spreder sig i jorden efter en jorddesinfektion, er muligvis årsag til jorddesinfektionens ofte ret langvarige virkninger overfor de jordbårne svampesygdomme, idet de plantepatogene svampe muligvis ikke er i stand til at få "fodfæste" i jorden.

Tabel 2 viste, at antallet af bakterier blev halveret lige efter behandling med D-D, men efter 10 dages forløb findes mere end dobbelt så mange bakterier i den behandlede jord som i ubehandlet. Også for bakteriernes vedkommende vil nogle arter dominere efter en jorddesinfektion, medens andre vil være næsten helt udryddet.

De heterotrofe bakterier stiger især stærkt i antal efter en jorddesinfektion, fordi den behandlede jord vil indeholde en mængde døde mikroorganismer, nematoder og insekter som kan nedbrydes,

hvorved der udskilles en mængde  $\text{CO}_2$  og frigøres organisk bundet kvælstof og andre plantenæringsstoffer.

Tabel 3 viser hvordan forskellige behandlinger, som kan sammenlignes med en jorddesinfektion, påvirker udskillelsen af  $\text{CO}_2$  fra jorden. Tabellen viser, at de forskellige former for partiel sterilisation tydeligt forøger  $\text{CO}_2$ -udskillelsen fra jorden, som tegn på forøget nedbrydning af organisk stof. Det fremgår, at varmebehandlingen ( $80^\circ\text{C}$  i 24 timer) har den største virkning, men alene en lufttørring af jorden har forøget  $\text{CO}_2$ -udskillelsen, en effekt som også Sørensen (1974) har fundet, i undersøgelser over stabiliteten af jordens organiske fraktion.

	MG $\text{CO}_2$ UDSKILT EFTER 10 DAGE
UBEHANDLET	14,6 MG
LUFTTØRRET	19,5 "
METHYLBROMID	23,9 "
CHLOROFORM	25,9 "
OVNTØRRET ( $80^\circ\text{C}$ I 24 TIMER)	34,7 "

Tabel 3. Virkning af partiel (delvis) sterilisation på udskillelsen af  $\text{CO}_2$  fra jord, (Jenkinson, 1966).

#### Indflydelse på jordbundens kvælstofomsætning.

Ved en jorddesinfektion frigøres en del kvælstof fra den organiske form og bliver som  $\text{NH}_4^+$  tilgængeligt for plantevæksten. Tabel 4 viser som eksempel hvordan en behandling, henholdsvis med chloroformdamp og ved ovntørring i 24 timer, påvirker mineraliseringen af kvælstof og oxidationen af  $\text{NH}_4^+$  til  $\text{NO}_3^-$ . ( $\text{NO}_3^-$  og  $\text{NH}_4^+$  blev ekstraheret med 1 N  $\text{K}_2\text{SO}_4$ , og jordene blev podet med en suspension af ubehandlet jord efter behandlingen).

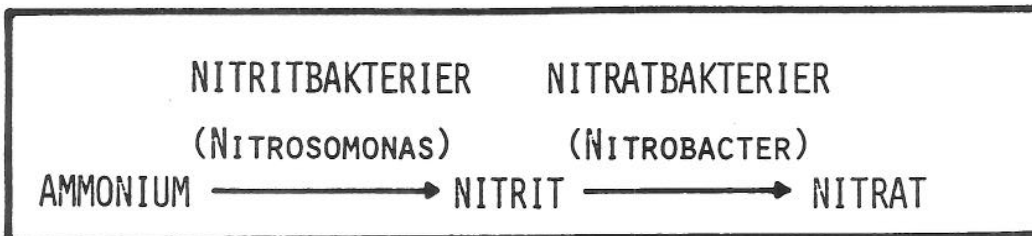
Det fremgår af tabel 4, at allerede straks efter behandlingen med chloroformdamp eller varme forøgedes jordens indhold af  $\text{NH}_4^+$ -N sammenlignet med ubehandlet, men den største kvælstoffrigørelse

	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> - OG NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N (MG PR. 100 G JORD)			
	UMIDDELBART EFTER BEHANDLING		EFTER 10 DAGES INKUBERING	
	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
UBEHANDLET	5,2	31,2	1,5	57,7
CHLOROFORM	16,2	29,0	61,9	29,5
OVNTØRRET (80°C)	13,8	23,9	76,7	29,8

Tabel 4. Virkning af partiel sterilisation på kvælstofmineraliseringen i jord, (Jenkinson, 1966).

ses tydeligvis efter 10 dages inkubering, som et resultat af heterotrofe mikroorganismers virksomhed. I den ubehandlede jord ses, at efter inkuberingen forekommer den altovervejende del af kvælstoffet som NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, hvorimod oxidationen af det frigjorte NH<sub>4</sub><sup>+</sup> til NO<sub>3</sub><sup>-</sup> er meget lav i begge de behandlede jorde.

Thiagalilingam et al. (1971) har også fundet, at en jorddesinfektion i særlig grad hæmmer de bakterier, som ilter ammonium til nitrit og nitrat. Det betyder, at kvælstof frigjort ved jorddesinfektion hovedsagelig vil forekomme som ammonium i jorden. Iltingen af ammonium (nitrifikationen) og de to vigtigste bakterieslægter er vist på figur 1.



Figur 1. Oxidationen af ammoniumforbindelser til nitrit og nitrat foretages primært af bakterieslægterne Nitrosomonas og Nitrobacter.

Tabel 4 viste iøvrigt også, at en større mængde NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N blev frigjort i den varmebehandlede jord, sammenlignet med jorden behandlet med chloroform. Tilsvarende nævner Assche (1971) at

dampning kan resultere i en betydelig større ophobning af  $\text{NH}_4^+$  end en behandling med methylbromid eller chlorpicrin, og White (1971) angiver, at jo højere dampningstemperaturen er, jo større er ophobningen af  $\text{NH}_4^+$ , ligesom der også blev set en større ophobning af  $\text{NO}_2^-$  ved behandling med høj temperatur.

Planterne kan optage kvælstof både som ammonium og som nitrat, principielt er der ikke stor forskel på hvor godt de udnyttes (Cooke, 1967). Nitrat-N har dog ofte visse fordele, både fordi  $\text{NO}_3^-$  letter planternes optagelse af kationer og fordi en stor optagelse af ammonium kan forårsage en "blød" og alt for kraftig vegetativ vækst (Devlin, 1966). Årsagen er, at optaget ammonium hurtigt lægger beslag på plantens kulhydrat, modsat optaget  $\text{NO}_3^-$ , som ikke behøver at indgå så hurtigt i planternes stofskifte, men kan ophobes i planten.

En høj koncentration af  $\text{NH}_4^+$ -N kan også skade plantevæksten, hvis der forekommer  $\text{NH}_3$  (ammoniak). Risikoen herfor er størst i jord med pH over 8 hvor en del ammonium bliver til frit ammoniak, som har en betydelig større giftvirkning end ammoniumioner, som yderligere kan fastlægges i jorden (Court et al. 1964). De bakterier som ilter nitrit til nitrat (Nitrobacter) er sandsynligvis mere følsomme overfor højt pH og den deraf følgende fri ammoniak end Nitrosomonas (Stojanovic et al. 1958). Højt pH i forbindelse med en jorddesinfektion kan derfor måske også resultere i en ophobning af nitrit, som er tilstrækkelig stor til at skade følsomme planter.

Første gang en jord desinficeres er den frigjorte mængde kvælstof større end anden gang, og mængden aftager ved de efterfølgende behandlinger. Tabel 5 viser hvordan en jorddesinfektion med chloroform påvirker frigørelsen af kvælstof i ubehandlet jord og i jord, som tidligere har været desinficeret med formalin henholdsvis een gang tre år tidligere, een gang året før og årlig gennem de sidste 3 år.

Tabel 5 viser, at 3,5 mg kvælstof frigøres pr. 100 gram jord (35 ppm) ved første jorddesinfektion, medens faldende mængder bliver frigjort når jorden tidligere har været behandlet. I jorden som har været behandlet med formalin i både 1965, -66 og -67 frigøres således kun 1,2 mg kvælstof pr. 100 gram jord og selv en behandling foretaget 3 år tidligere har nedsat den frigjorte mængde kvælstof.

MG N FRIGJORT PR. 100 G JORD VED JORDDESINFEKTION MED CHLOROFORM I 1968			
UBEHANDLET	JORDEN TIDLIGERE DESINFICERET I		
	1965	1967	1965 -66 og -67
3,5 MG	2,5 MG	1,6 MG	1,2 MG

Tabel 5. Virkning af forudgående jorddesinfektioner på frigørelsen af kvælstof i jord, (Jenkinson og Powlson, 1970).

Årsagen til at faldende mængder kvælstof gøres tilgængelige ved gentagne behandlinger er sandsynligvis, at ved den første jorddesinfektion dræbes en mængde mikroorganismer, som befinder sig i hviletilstand i jorden. Disse organismer vil kun langsomt invadere jorden igen, og der vil gå adskillige år, som vist i figur 5, før den samme mængde kvælstof igen er indbygget i mikroflo-  
raen, og i andre organiske stoffer, hvorfra det kan frigøres ved en jorddesinfektion.

#### Forøget opløselighed af planteneringsstoffer.

Opløseligheden af planteneringsstoffer som fosfor, mangan, kobber eller zink kan forøges ved en jorddesinfektion (Martin 1972). Tabel 6 viser hvordan en jorddesinfektion med D-D og damp kan forøge indholdet af vandopløseligt plus ombytteligt mangan i en sandmuldet jord (Aldrich et al. 1952).

Det skal bemærkes, at den anvendte D-D mængde var væsentlig større end anvendt i praksis, men forfatterne anførte, at de hav-



PPM VANDOPLØSELIGT + OMBYTTTELIGT Mn			
	0 DAGE	20 DAGE	100 DAGE
UBEHANDLET	4	2	2
D-D BEHANDLET	40	45	8
DAMPET	57	54	9

Tabel 6. Virkning af en jorddesinfektion med D-D og damp på mængden af ekstraherbart mangan i jord, (Aldrich et al., 1952).

de fundet principielt samme resultater ved normalt anvendte doseringer. Tilsvarende har Martin et el. (1953) vist en forøget optagelse af mangan i planter dyrket i desinficeret jord, og Cawse (1969) nævner, at mangan i nogle tilfælde kan nå toksiske koncentrationer efter en jorddesinfektion.

Tabel 6 viste, at forøgelsen i manganets opløselighed sker allerede lige efter behandlingen, som tegn på, at virkningen må hænge sammen med en direkte virkning af jorddesinfektionen. Mængden af opløseligt kalcium, magnesium og kalium kan også forøges ved en jorddesinfektion, forøgelsen sker sædvanligvis straks efter behandlingen, i lighed med frigørelsen af mangan, og skyldes derfor sandsynligvis en kemisk indflydelse af selve jorddesinfektionen og ikke en frigørelse af organisk bundet Ca, Mg eller K som følge af en mikrobiel nedbrydning.

#### Nedsat optagelse af plantenæringsstoffer.

Planter dyrket i desinficeret jord kan have vanskeligheder med at optage fosfor, zink eller kobber og kan derfor komme til at mangle disse stoffer, på trods af at behandlingen har forøget mængden af ekstraherbart fosfor (Martin, 1963). Skaderne opstår ofte pletvis, f.eks. kan planter i enkelte potter skades, medens der ikke sker noget med andre planter dyrket i jord, som er behandlet på nøjagtig samme måde. Tilsvarende skader kan også opstå pletvis i bede.



Skadevirkningerne kan holde sig fra nogle få uger til et år, og efterhånden som de ophører gror planterne igen normalt. Martin (1972) angiver, at skadevirkningen ofte kan ophæves ved gødsning med de pågældende næringsstoffer i kombination eller hver for sig. I tabel 7 ses et eksempel på hvordan væksten af ferskenfrøplanter i jord behandlet med 40 g methylobromid pr. m<sup>2</sup> blev forbedret ved tilførsel af fosfor + zink, men ikke af de to stoffer hver for sig

TØRVÆGT AF FRØPLANTER (GRAM)	
UGØDET	2,5 g
+ FOSFOR	3,9 "
+ ZINK	4,0 "
+ FOSFOR OG ZINK	12,0 "

Tabel 7. Virkning af en gødsning med fosfor og zink på væksten af ferskenfrøplanter dyrket i jord desinficeret med 40 g methylobromid pr. m<sup>2</sup>, (Martin, 1972).

Arsagen til disse væksthæmninger er langt fra klarlagt, men en teori går ud på, at skaderne kan skyldes, at nogle dominerende mikroorganismer danner organiske forbindelser, som hæmmer planternes optagelse af de pågældende næringsioner (Martin, 1972). Væksthæmningen vil da holde sig til den pågældende mikroorganisme er undertrykt af andre, eller indtil mikroorganismer, som kan nedbryde forbindelsen, har etableret sig i jorden. Den beskrevne hæmning er i visse tilfælde blevet ophævet ved tilførsel af organisk gødning til jorden.

#### Dannelse af plantegiftige organiske forbindelser.

Ifølge en teori fremført af Martin (1972) kan en anden årsag til en væksthæmning i desinficeret jord være, at de mikroorganismer som først koloniserer jorden, danner forskellige organiske forbindelser, som er giftige for plantevæksten, medens de organismer, som under normale forhold nedbryder giftstofferne, endnu ikke har

etableret sig i jorden.

Det er vanskeligt at bevise Martins teorier om at mikroorganismer producerer forbindelser, som enten kan hæmme planternes optagelse af næringsstoffer, eller være direkte plantegiftige. Men hvis teorierne er rigtige, vil de forklare hvorfor sådanne væksthæmninger optræder pletvis, idet man må forvente, at der vil være store forskelle mellem hvilke organismer som findes i en desinficeret jord, selv indenfor meget små afstande.

#### Forøget angreb af plantepatogene organismer.

Hvis jorddesinfektionen ikke udføres tilstrækkelig grundigt, vil nogle patogene organismer kunne overleve behandlingen. De kan så måske formere sig kraftigt, fordi andre organismer, som normalt hæmmer deres vækst, er blevet dræbt ved desinfektionen og kun langsomt invaderer jorden påny. Der kan på denne måde være en risiko for et kraftigere angreb af en patogen organisme i behandlet end i ubehandlet jord.

#### Saltskader efter jorddesinfektionsmidler.

Ved nedbrydning af desinfektionsmidler som D-D og methylobromid vil der efterlades henholdsvis chlorid og bromid i jorden. Staerk et al. (1974) angiver, at selv flere måneder efter en behandling med methylobromid kan der frigøres bromid i jorden, sandsynligvis som følge af nedbrydning af methylobromid, som har været bundet til jordpartikler. Der er iøvrigt stor forskel på forskellige planters følsomhed overfor bromid, ifølge Maw et al. (1973) er specielt nelliker følsomme, ifølge Rasmussen (1975) er også Gladiolus følsomme. Planter dyrket i jord behandlet med det chlorholdige D-D kan måske skades af chlorid. Risikoen for skade af såvel bromid som af chlorid er størst i jorde, som i forvejen har et højt indhold af opløselige salte, et sådant overskud skulle dog kunne fjernes ved udvaskning af jorden.

### Konklusion.

Ved en jorddesinfektion dræbes foruden de plantepatogene organismer også en lang række andre organismer, som normalt forekommer i jorden. Svampefloraen ser ud til at være følsom, og efter en behandling går der lang tid, før svampelivet igen er normalt. Bakterierne i jorden tåler bedre en jorddesinfektion, og specielt de heterotrofe bakterier, som lever af at nedbryde dødt organisk stof, vil hurtigt genetableres i jorden. Denne bakteriegruppe nedbryder organisk stof, som jorddesinfektionen har gjort tilgængeligt, og frigør herved forskellige plantenæringsstoffer, hovedsagelig kvælstof.

### Litteraturliste

- Aldrich, D.G. and Martin, J.P. (1952): Effect of fumigation on some chemical properties of soils. Soil Sci., 73, 149-159.
- Assche, C. van (1971): Behaviour and perspectives of chemical soil fumigation. Proc. 6th Br. Insectic. Fungic. Conf., 3, 706-714.
- Cawse, P.A. (1969): The use of gamma radiation in soil research. United Kingdom Atomic Energy Authority, Wantage Res. Lab., Berkshire, AERE-R 6061, 1-20.
- Cooke, G.W. (1967): Forms of nitrogen taken up by plants, p. 5 in "The control of soil fertility", Crosby Lockwood & Son Ltd., London.
- Court, M.N., Stephen, R.C. and Wald, J.S. (1964): Toxicity as a cause of the inefficiency of urea as fertilizer. J. Soil Sci. 15, 49-65.
- Devlin, R.M. (1966): Nitrate and ammonia nitrogen, p. 363 in "Plant physiology", Reinhold Publishing Corporation, New York.
- Jenkinson, D.S. (1966): Studies on decomposition of plant material in soil. J. Soil Sci. 17, 280-302.
- Jenkinson, D.S. and Powlson, D.S. (1970): Residual effects of soil fumigation on soil respiration and mineralization. Soil Biol. Biochem. 2, 99-108.
- Martin, J.P., Aldrich, D.G., Murphy, W.S. and Bradford, G.R. (1953) Effect of soil fumigation on growth and chemical composition of citrus plants. Soil Sci. 75, 137-151.