

H E R B O L O G I

IV. HERBICID I JORD

Av

Olav Martin Synnes

LANDBRUKSBOKHANDELEN

ÅS-NLH 1985

ISBN 82-557-0029-6

H E R B O L O G I

IV. HERBICID I JORD

Av

Olav Martin Synnes

LANDBRUKSBOKHANDELEN

ÅS-NLH 1985

ISBN 82-557-0029-6

## INNHALD

	Side
FORORD .....	1
I. INNLEIING .....	2
II. FYSISK PÅVERKNAD .....	4
A. Adsorpsjon .....	4
B. Transport .....	10
1. Transport som gass .....	10
a. Tap av herbicid til atmosfæren .....	10
b. Transport av gass i jordporane .....	11
2. Transport i vatn .....	12
a. Nedvasking .....	12
b. Kapillær transport .....	15
c. Diffusjon i vatn .....	15
C. Opptak i plantar .....	15
III. KJEMISK OMLAGING UTAN ENZYM .....	16
A. Fotokjemisk omlaging .....	16
B. Kjemisk omlaging .....	17
IV. MIKROBIELL OMLAGING .....	18
A. Metabolsk nedbryting .....	19
B. Kometabolsk nedbryting .....	21
C. Frie enzym .....	22
D. Andre former for mikrobiell omlaging ..	23
V. PERSISTENS AV HERBICID .....	23
A. Forhold som påverkar persistens .....	23
B. Praktiske fylgjer av persistens .....	27
VI. SIDEVERKNADER AV HERBICID I JORD .....	29
A. Verknad på mikroflora .....	29
1. Innleiing .....	29
2. Mikroorganismane si rolle i jord ...	29
3. Drøfting av forsøksresultat .....	30
4. Konklusjonar .....	33

## FORORD

Kompendiet tek sikte på å gi ei innføring i dei mest grunnleggjande forhold som avgjer herbicida sin verknad og peristens i jord. Det er også teke med eit kapittel der moglege sideverknader av herbicid i jord blir drøfta. Dei avsnitta som er skrivne med mindre linjeavstand er meint som orienterande stoff, utan krav til detaljkunnskapar. Ikkje alle utanlandske forsøksresultat kan utan vidare overførast til norske jord- eller klimaforhold. I dei tilfelle der det er mogleg, har eg forsøkt å ta med døme frå forsøk utført innan dei nordiske landa. Emnet "herbicid i jord", vil vere lettast tilgjengeleg for personar som har noko kunnskap innan faga jordlære og mikrobiologi. Takk til Olav Lode for fagleg rådgiving under arbeidet med kompendiet.

As, august 1985

Olav Martin Synnes

## I. INNLEIING

Fytotoksisk verknad og persistens av herbicid i jord varierer mykje frå stad til stad. På same stad kan verknad og persistens variere frå år til år. Denne variasjonen skuldast skilnader i jord eller klima.

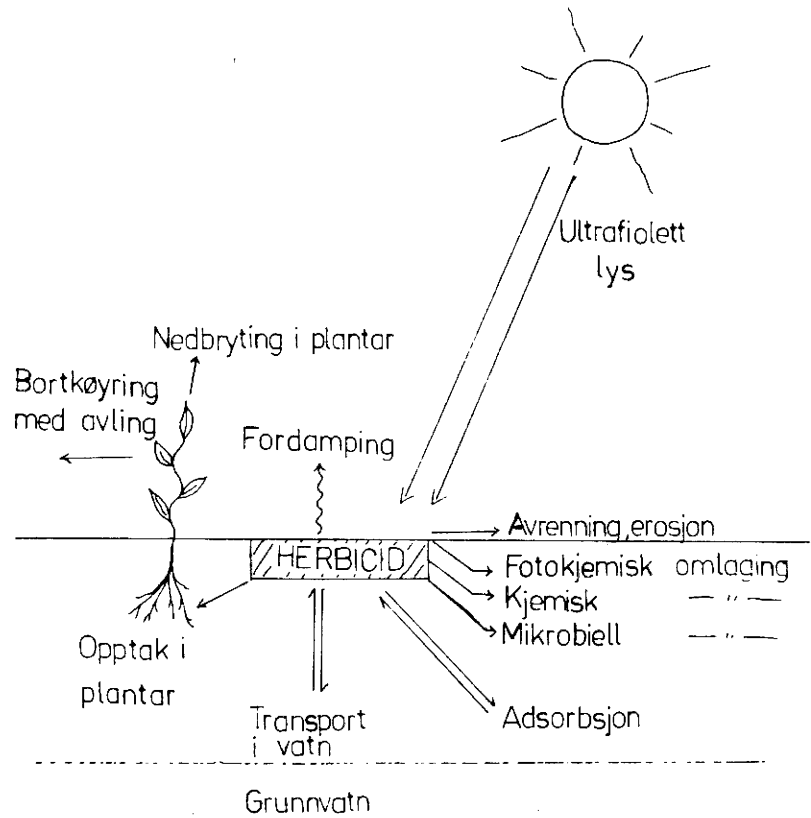
Ved bruk av herbicid er det naudsynt å kjenne til kva forhold som er avgjerande for verknaden overfor ugras og grøde. Til dømes kan ei viss mengde av eit jordherbicid under visse forhold gi for sterk verknad, slik at også grøda blir skadd. Under andre forhold kan ein ved bruk av same mengde, oppnå for dårleg verknad mot ugraset.

Det er naudsynt å kjenne til kor langvarig fytotoksisk verknad herbicid har i jord. Bruk av persistente herbicid kan gi god ugrastynning i lang tid, men samstundes aukar faren for skade på etterfylgjande grøder. Det er difor viktig å kjenne til dei forhold som påverkar persistens av herbicid i jord.

Frå ein økologisk og agronomisk synsstad må ein også vurdere moglege sideverknader av herbicid på mikroflora og fauna i jord, og på vasskvalitet.

Resultat frå utanlandske undersøkingar over samspelet mellom herbicid, jord og organismar, kan ikkje alltid overførast til norske forhold. Klimaet i Noreg er kjøleg samanlikna med andre land i Europa. Vinteren er langvarig, ofte med frosen jord. På grunn av kjøleg og til dels fuktig klima, inneheld norsk jord etter måten mykje humus. Ein bør såleis legge størst vekt på resultat frå norske eller nordiske forsøk.

Figur 1 gir eit oversyn over dei krefter som verkar på herbicid i jord. Desse kreftene er avgjerande for verknad og persistens av herbicid i jord.

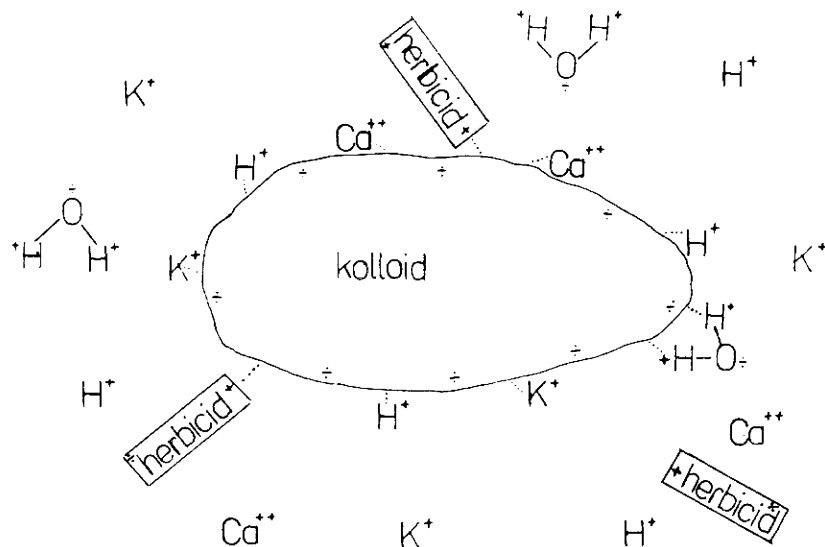


Figur 1. Krefter som verkar på herbicidmolekyl i jord, og som påverkar fytotoksisk verknad og persistens av herbicid.

## II. FYSISK PAVERKNAD

### A. Adsorpsjon

Molekyl og ionar av herbicid kan adsorberast til jord-kolloid ved fysiske eller kjemiske krefter. Ein reknar med at adsorpsjonen av herbicid skjer på same måte som for næringsstoff (figur 2). Adsorpsjonen kan vere positiv eller negativ. Ved positiv adsorpsjon er konsentrasjonen av ein type molekyl eller ion, større nær overflata av kolloidet enn i jordvaska. Ved negativ adsorpsjon er konsentrasjonen større i jordvaska enn nær kolloidoverflata.



Figur 2. Illustrasjon over adsorpsjon av herbicidmolekyl, metallkationar og vass-molekyl til leir-kolloid.

Etter kva type krefter som er verksame, skil ein mellom kjemisk og fysisk adsorpsjon. Kjemisk adsorpsjon skuldast tiltrekning mellom elektriske ladningar på partikkeloverflata og ionar i jordvaska. Vanligvis er overflata av kolloid negativt ladd. Kationar i jordvaska kan såleis bli sterkt bundne til slike negativt ladde overflater. Generelt er kjemisk adsorpsjon av høg styrke. Kring eit kolloid kan det vere fleire lag med

adsorberte ionar eller molekyl. Berre det inste laget kan vere kjemisk adsorbent.

Fysisk adsorpsjon oppstår ved tiltrekking mellom motsette ladningar i polare ionar eller molekyl, eller ved hydrogenbinding. Fysisk adsorpsjon er svakare enn kjemisk adsorpsjon. Kring eit kolloid kan det vere fleire lag av fysisk adsorberte molekyl og ionar.

Ionebyttekapasiteten er eit mål for den evne ei jord har til å adsorbere ionar og polare molekyl. Ionebyttekapasiteten er avhengig av kva type kolloid jorda inneheld, og mengda av kolloid. Tabell 1 syner ionebyttekapasiteten for ulike kolloidtypar.

Tabell 1. Ionebyttekapasitet og overflateareal hjå ulike typar kolloidmateriale (Bailey & White 1964).

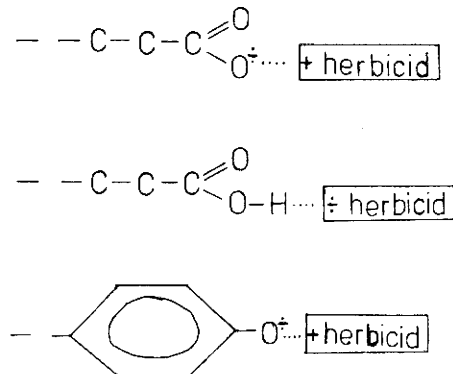
	Ionebyttekapasitet meg/100g	Overflateareal m <sup>2</sup> /g
Vermikulitt	100-150	600-800
Montmorillonitt	80-150	600-800
Illitt	10-40	65-100
Kloritt	10-40	25-40
Kaolinitt	3-15	7-30
Oksyd og hydroksyd av Fe og Al	2-6	100-800
Organisk materiale	200-400	500-800

Ionebyttekapasiteten er vanligvis nær knytt til det totale overflatearealet jorda har. Dess mindre partiklane er i storleik, dess større blir det samla arealet av partikkeloverflater der adsorpsjon kan føregå. Svellande leirmineral som vermikulitt og montmorillonitt har stor overflate og høg ionebyttekapasitet. Oksyd og hydroksyd derimot, har liten ionebyttekapasitet trass i stor overflate.

Av tabellen går det fram at organisk materiale har særleg høg ionebyttekapasitet. Også frå forsøk og praksis i felt kjenner ein til at adsorpsjonen av herbicid i høg grad blir påverka av mengd organisk materiale i jorda.



Humussyre og fulvosyre blir rekna som dei mest aktive delane av det organiske materialet, når det gjeld adsorpsjon. Døme på aktive grupper av organiske kolloid er vist i figur 3.



Figur 3. Døme på adsorpsjon mellom organiske kolloid og herbicide. Aktive grupper av kolloid er vist til venstre. Herbicide molekyla til høgre er ionar eller polare molekyl.

Bindingsstyrken ved adsorpsjon er avhengig av kjemisk struktur og ladning hjå herbicide molekylet. Eit mål for omfanget av adsorpsjonen for eit herbicide er "adsorpsjonsverdien", K. For å finne adsorpsjonsverdien, blandar ein standardmengder av jord, vatn og herbicide. Blandinga får stå under konstant risting nokre dagar. Deretter blir vatnet silt frå. Ein måler så kor mykje av herbicide som er att i jorda, og i vatnet. Adsorpsjonsverdien, K, blir rekna ut etter fylgjande formel:

$$K = \frac{\text{mg herbicide pr kg jord}}{\text{mg herbicide pr. kg vatn}}$$

Herbicide med låg K-verdi blir lite adsorbtert, herbicide med høg K-verdi blir mykje adsorbtert. Dei herbicide som blir minst adsorbtert, til dømes TCA, har K-verdiar ned mot 0. Dei mest adsorbterte herbicide, parakvat og dikvat, har K-verdiar på 25-30. K-verdiane er sjølvsagt også avhengig av adsorpsjonseigenskapane til jorda.

I denne samanheng er det nyttig å dele inn herbicida i klassar: kationiske, basiske, ikkje-ioniske eller sure (tabell 2).

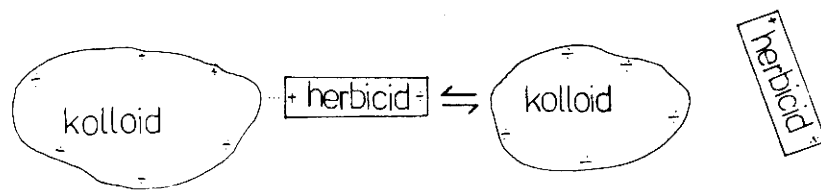
Tabell 2. Døme på klassifisering av herbicid slik dei opptre i jord (tilnærma etter Lode 1985, unpubl.). Grensene mellom ulike klassar er ikkje skarpe, og inndelingsmå byggje på skjøn.

Kationiske	basiske	ikkje-ioniske	sure
dikvat	atrazin	MCPA-ester	MCPA (salt)
parakvat	simazin	ioxynil	2,4-D
	terbutylazin	diklobenil	MCPP
	cyanazin	linuron	2,4-DP
	desmetryn	EPTC	dikamba
	prometryn	klorprofam	TCA
	metribuzin		dalapon
			natriumklorat

Herbicide som opptre som kationar, blir sterkt adsorbent, særleg til leirkolloid. Parakvat og dikvat har dessutan ein struktur som gjer at dei blir bundne inne i gitterstrukturen til svellande leirmineral som montmorillonitt og vermikulitt. Denne siste bindingsmåten er svært sterk, og ikkje reversibel.

Som ein hovudregel blir dei basiske herbicida bundne sterkt både til organisk materiale og leir. Ikkje-ioniske herbicide blir bundne forholdsvis sterkt til kolloid, særleg til organiske kolloid. Sure herbicide blir svakt bundne til kolloid.

Adsorpsjon er ein reversibel reaksjon. Når reaksjonen har gått lenge nok, vil det oppstå ei jamvekt mellom mengd herbicide-molekyl som er adsorbent til kolloid og mengd herbicide-molekyl som er oppløyst i jordvaska. Tynngdepunktet i denne jamvekta blir påverka både av eigenskapar hjå herbicide-molekyla, og av jorda. Ved ny tilføring av herbicide til jordvaska, vil mengda av adsorbente herbicide-molekyl auke inntil jamvekta er oppnådd. Ved fjerning av herbicide-molekyl frå jordvaska, til dømes ved nedvasking, vil mengda av adsorbente herbicide-molekyl avta (figur 4).



Figur 4. Reversibel reaksjon mellom adsorbent herbicid, og herbicid i jordvæska. Tyngdepunktet i jamvekta vil avhenge av eigenskapar både hjå herbicid og jord.

Ein kjenner lite til kor lang tid det tek før jamvekta inntreer. Tida vil avhenge både av jord og av herbicid (Obien 1970). Adsorbsjonen tek i alle høve tid, og det vil gå fleire dagar eller veker før jamvekta er oppnådd.

Adsorbsjonen av herbicid blir i ein viss grad påverka av pH i jorda. Ved låg pH vil basiske herbicid ta opp proton og få meir positiv ladning. Dette fører til at dei blir sterkare bundne til negativt ladde kolloid. Sure herbicid vil ved låg pH i større grad gå over frå å vere negativt ladde, til nøytrale molekyl. Dette fører også til etter måten sterkare adsorbsjon til negativt ladde kolloid. Endringar i pH vil også påverke ladninga til aktive delar av kolloida, til dømes karboksylgrupper og hydroksylgrupper (figur 3). Ved høg pH vil mange av desse gruppene spalte av eit proton og bli negativt ladde. Ved låg pH vil få av desse spalte av proton, og det blir større sjanse for hydrogen binding. For ioniske herbicid reknar ein med påvisleg mindre adsorbsjon ved pH-verdiar over 6-7. Adsorbsjonen av ikkje-ioniske herbicid er mindre påverka av pH.

Vassmolekyla konkurrerer med herbicida om plass ved adsorbsjonsstadene (figur 2). Dei fleste adsorbente herbicid kan trengjast bort frå leirkolloid når jorda får tilført meir vatn. Herbicida blir ikkje så lett trengt bort frå organiske kolloid.

Adsorbsjonen av herbicid blir sterkast når ein sprøyter på tørr jordoverflate. Er jorda tørr ved sprøyting, kan ein minske adsorbsjonen ved å vatne straks etter sprøyting. Minst adsorbsjon blir det likevel når jordoverflata er fuktig før sprøyting.

Altså: tørkeperiodar fører til sterkare adsorbsjon. Tilføring av vatn etter tørkeperioden vil berre delvis oppheve verknaden av tørke. Slik verknad av tørkeperiodar er vist av Lode (1980). Han målte kor langt nedover i jordprofillet linuron vart vaska ved tilføring av ei gitt mengde kunstig nedbør. Linuron vart sterkast bunde og minst nedvaska der jorda fekk høve til å tørke ein kort periode, etter at halve nedbørsmengda var tilført.

Adsorbsjon blir rekna som den viktigaste einskildfaktoren når det gjeld å gjere herbicid utilgjengeleg for plantar og mikroorganismar. Alle herbicid blir i stor eller liten grad adsorbent, og deira verknad på plantar minkar når adsorbsjonen aukar. Adsorbente herbicidmolekyl er i ein passiv tilstand. Desorbsjon må inntre før dei kan takast opp av planterøter eller mikroorganismar. Derimot kan kjemiske reaksjonar føregå medan herbicidmolekylet er adsorbent.

Under praktiske forhold er det nær samanheng mellom innhald av organisk materiale i ei jord, og adsorbsjon. Alle herbicid har sterkt redusert jordverknad i myrjord. Dei fleste herbicid får utilstrekkeleg jordverknad når jorda inneheld meir enn 8 prosent organisk materiale. Som døme på kva ulik adsorbsjon av herbicid fører til i praksis, kan ein ta eit forsøk utført av Lode (1980). Han sprøyta med linuron på sandjord, leirjord og myrjord, og målte verknaden mot ugraset. Sprøytinga vart utført før spiring av ugraset. Verknaden på ugrasplantane vart størst på sandjorda, og minst på myrjorda. Leirjorda låg i ei mellomstilling, men likevel nærmast den verknad ein fekk på sandjorda. For å oppnå same verknad mot ugraset som på sandjorda, måtte ein nytte fire gonger så mykje linuron på leirjorda, og tretti gonger så mykje linuron på myrjorda.

Det er likevel vist at det under visse forhold er mogleg å oppnå ein viss verknad av jordherbicid på rein myrjord, også ved bruk av tilrådde mengder herbicid. Føresetnaden er då at jorda blir halden jamnt fuktig ved vatning, slik at overflata aldri får tørke ut. Erlandsen (pers. med.) oppnådde på denne måten bra verknad av simazin mot frøugras i karplantar (planteskular).

## B. Transport

### 1. Transport som gass

Herbicide kan fordampe, og bli ført frå jordoverflata til atmosfæren i gassform. Herbicide kan også transporterast i jorda ved diffusjon av gass.

#### a. Tap av herbicide til atmosfæren

Tap av herbicide til atmosfæren har praktiske ulemper. For det første vil rask fordamping føre til tap av herbicide frå jorda, og dermed dårlegare verknad mot ugraset. For det andre vil fordamping auke faren for avdrift og skade på kringliggjande vegetasjon. Tapet av herbicide frå jordoverflata til atmosfæren er avhengig av fysiske eigenskapar ved herbicidemolekylet, klima og jordart.

Gasstrykket er eit mål for kor snøgt fordampinga av eit herbicide går. Herbicide som fordampar "snøgt" har gjerne eit gasstrykk av storleiksorden  $10^{-1}$ - $10^{-5}$  mmHg ved 20-25°C. Dette blir kalla "høgt" gasstrykk. Døme på herbicide med høgt gasstrykk er EPTC, triallat, diklobenil og trifluralin. Simazin, som er mellom dei minst flyktige av herbicidene, har eit gasstrykk av storleiksorden  $10^{-9}$  mmHg ved 20-25°C.

Gasstrykket, og såleis også fordampinga, er størst ved høg temperatur. Temperaturen i jordoverflata er særleg høg på varme dagar med kraftig solstråling. Fordampinga er også større når det er vind, enn i stille ver.

Høg konsentrasjon av herbicide på jordoverflata fører til større tap ved fordamping. Der det er lite nedbør og jorda har god kapillær leiingsevne, kan herbicidet bli konsentrert på overflata. Dette aukar faren for tap til atmosfæren. Mekanisk innblanding av herbicidet, til dømes ved harving, vil gi mindre konsentrasjon på jordoverflata og minske tapet til atmosfæren.

Herbicidemolekyl vil i stor eller liten grad bli adsorbent til kolloida i jorda. Bindingsstyrken er avhengig av den kjemiske

strukturen til herbicidmolekylet, og av kva type og mengd kolloid jorda inneheld. Når herbicidmolekyla blir sterkt adsorberte, vil fordampinga bli mindre.

Herbicid fordampar lettare frå ei fuktig jord enn frå ei tørr. Dette kjem av at færre herbicidmolekyl blir adsorbert til jordkolloida i ei fuktig jord.

#### b. Transport av gass i jordporane

Herbicidmolekyl kan transporterast ved diffusjon i luftvolumet i jorda. Diffusjonsfarten fylgjer Ficks likning:

$$M = - D \frac{dk}{dx}$$

M = mengd diffunderande herbicid pr. areal- og tidseining,  
D = diffusjonskoeffisient, dk = konsentrasjonsskilnad og  
dx = avstand.

Herbicid med høgt gasstrykk, vil gi størst konsentrasjonsskilnader i jorda. Transport med gassdiffusjon vil såleis skje i størst omfang for desse herbicida. Transport med diffusjon blir ikkje rekna som den viktigaste transportmåten av herbicid i jord. Over korte avstandar, frå 1-2 cm, kan diffusjonen vere av praktisk nytte. Diffusjon er med på å jamne ut lokale konsentrasjonsskilnader av herbicid i jord.

Plantar kan ta opp herbicid-gass gjennom underjordiske organ. Det synest som om denne opptaksmåten er viktigast der opptaket skjer gjennom underjordiske skot, som koleoptilar, unge skot eller rhizomar. Opptak gjennom underjordiske skot spelar ei viktig rolle for herbicid som EPTC, triallat, trifluralin, diklobenil og klortiamid. Det ser såleis ut som om det er herbicid med høgt gasstrykk som i størst omfang blir tekne opp av underjordiske delar av skot.

## 2. Transport i vatn

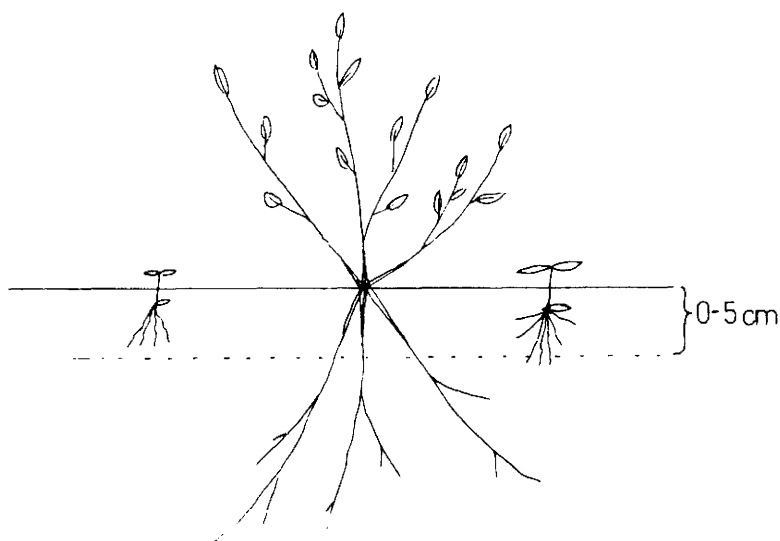
Herbicide molekyl kan transporterast i jordvatnet. Transporten i vatn kan føregå i alle retningar. Vi vil skilje mellom tre former for transport: nedvasking ved nedbør, kapillær transport, og diffusjon i vatn.

### a. Nedvasking

Alle herbicide kan i stor eller liten grad førast nedover i jordprofilet med vatn. Kor snøgt denne nedvaskinga skjer, vil avhenge av jordart, klima og eigenskapar hjå herbicide molekylet

Nedvasking kan gi jamnare fordeling av herbicide i den del av jordprofilet der opptaket i planten skjer. Dette fører til større opptak og betre verknad av herbicide. Nedvasking kan dessutan verke positivt ved at skadelege herbicide restar raskare forsvinn frå rotsona.

Nedvasking kan i mange tilfelle vere uheldig. Går nedvaskinga for snøgt, vil herbicide for raskt bli transportert bort frå rotsona. Opptak og ugrasverknad kan då bli for dårleg. Selektiviteten av jordherbicide byggjer i mange høve på såkalla "djupnevern" (figur 5).

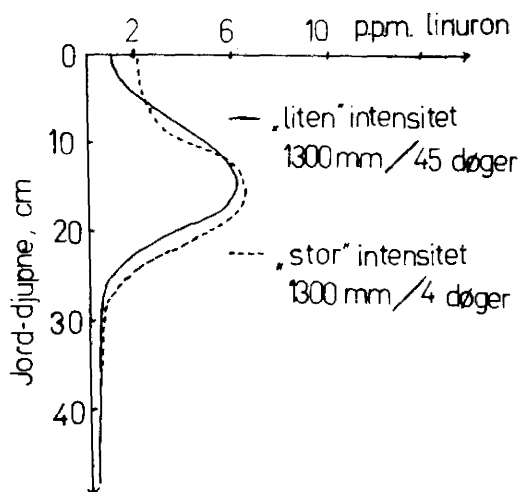


Figur 5. Illustrasjon av djupnevern. Herbicide er her fordelt i dei øvste 5 cm av jordprofilet. Selektiviteten kjem av at kulturplanten har djuptliggjande røter og unngår opptak av herbicide. Ugras som spirer frå gruntliggjande frø, vil ta opp herbicide og bli skadd.

Ved djup nedvasking kan kulturplantar bli skadde. Faren for skadeleg nedvasking må ein særleg ta omsyn til når ein sprøyter mot ugras nær tre og buskar som ein ynskjer å verne. Sterk nedvasking aukar dessutan faren for forureining av grunnvatnet.

Nedvaskinga skjer raskast på jord som er lett gjennomtrengjelig for vatn. I ei mineraljord med grov tekstur, og ein struktur med stort porevolum og store porar, vil vatnet raskt sleppe gjennom, og nedvaskinga av herbicid kan vere rask. Faren for at nedvaskinga skal bli for rask, er størst på sandjord med lite humus.

Stor nedbørsmengd gir raskast nedvasking. Fordelinga av nedbøren i tid påverkar også nedvaskinga. Dette er vist i figur 6.



Figur 6. Nedvasking av linuron ved ulik fordeling av nedbøren i tid. Forsøket er utført i jordsylindrar i veksthus. Jordarten er sandjord. Nedbørintensiteten og nedvaskinga er større enn det ein kan forvente under praktiske forhold (Lode 1980).

Av figuren går det fram at ei viss nedbørsmengd gir mest nedvasking av linuron når nedbøren blir fordelt over eit kort tidsrom. I desse forsøka har ein nytta sandjord, og nedbørintensiteten er større enn det som er normalt under praktiske vilkår. Difor er nedvaskinga meir omfattande enn det ein kan forvente av linuron ved vanleg plantedyrking i felt. Resultata syner likevel på ein klar måte korleis nedbørsfordelinga verkar inn på nedvaskinga.



Adsorpsjonen blir rekna som viktigaste einskildfaktor når det gjeld nedvaskinga av eit herbicid. Molekyl eller ionar som er adsorbent til eit jordkolloid vil ikkje bli nedvaska med mindre kolloidet sjølv blir ført nedover med vass-straumen. Herbicid som blir sterkt adsorbent til jordkolloid er minst utsett for nedvasking (tabell 2).

Jamt over vil nedvaskinga gå raskast for herbicid som lett løyser seg i vatn. Det er stor skilnad mellom ulike herbicid når det gjeld kor mykje som kan løysast opp i vatn. Dei mest vassløyselege herbicida har ein oppløysingsgrad på 0,5-1,2 kg pr. liter vatn ved omlag 20°C. Døme på slike herbicid er TCA, dalapon, natriumklorat. Dei minst vassløyselege herbicida har ein oppløysingsgrad på 1-10 mg pr. liter vatn. Døme på så lite løyselege herbicid er simazin, terbutylazin, lenacil, metazol, triallat og trifluralin.

Dei mest rørlege herbicida, er dei som blir svakt adsorbente, og som samstundes er lett løyselege i vatn (tabell 3).

Tabell 3. Gradering av herbicid etter kor lett rørlege dei er i jord. Tilnærma etter Nilsson et al. (1984).

Svært rørlege	-	natriumklorat, TCA, dalapon, dikamba, klorsulfuron
Rørlege	-	fenoksysyrer (saltformulerte), heksazinon, bentazon, metribuzin, alloksydim, fluazifop
Lite rørlege	-	trifluralin, klortiamid, diklobenil, fenmedifam, EPTC, triallat, linuron, metoksuron, isoproturon, kloridazon, lenacil, simazin, atrazin, terbutylazin, cyanazin, prometryn, desmetryn, metamitron, glyfosat
Svært lite rørlege	-	dikvat, parakvat

## b. Kapillær transport

Herbicide oppløyst i jordvæska kan bli forflytta ved kapillær vasstransport. Den kapillære transporten kan gå i alle retningar, både vertikalt og horisontalt. I jord med god kapillær leiingsevne, og i periodar der fordampinga av vatn frå jordoverflata er større enn nedbøren, kan herbicide bli ført oppover til jordoverflata med den kapillære vassstraumen. Dette aukar faren for tap av herbicide til atmosfæren.

## c. Diffusjon i vatn

Herbicide molekyl kan spreiest ved diffusjon i vassfylte jordporer. Denne form for transport skjer berre over korte avstandar. Han kan likevel vere med på å jamne ut lokale skilnader i herbicidekonsentrasjon i jorda.

## C. Opptak i plantar

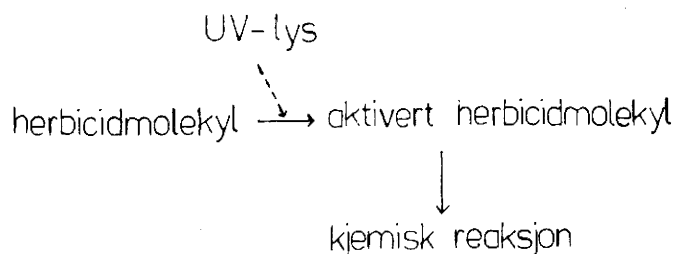
Ein del av den tilførte herbicidemengda blir fjerna frå jorda ved opptak i underjordiske plantedelar. Denne herbicidemengda kan brytast ned inne i planten, eller fjernast ved hausting og borttransport av kulturplantane.

Ein har lite opplysningar om kor mykje herbicide som kan fjernast frå jorda ved opptak i plantar. Utanlandske forskarar reknar med at det er forholdsvis små mengder som blir fjerna frå jorda på denne måten. Forsøk med simazin i mais, viste at maksimalt opptak gjennom heile veksetida var 2,5-25 prosent av den tilførte mengd simazin (Walker et al. 1982).

### III. KJEMISK OMLAGING UTAN ENZYM

#### A. Fotokjemisk omlaging

Molekyl av mange organiske herbicid har evne til å absorbere energi frå lysstrålar. Det er den ultrafiolette del av lysspekteret, UV-lys, som er verksamt i denne samanheng. Figur 7 syner i prinsippet korleis UV-lys kan påverke organiske molekyl.



Figur 7. Verknad av UV-lys på herbicidmolekyl.

Ved opptak av energi blir herbicidmolekylet kjemisk ustabil. Det inngår lettare i kjemiske reaksjonar, som gjer herbicidet uverksamt overfor plantar.

Under laboratorieforhold har ein påvist at dei fleste herbicid kan spaltast ved påverknad av UV-lys. I desse forsøka har det vanlegvis blitt nytta kortare bylgjelengder enn dei ein finn under felt-vilkår. Den del av solstrålane som når jordflata har bylgjelengder på ca. 295 nm eller meir. Dei fleste herbicidmolekyl har mest effektiv energi-absorbsjon ved kortare bylgjelengder. Ein reknar likevel med at bylgjelengder opp til ca. 450 nm kan vere fotokjemisk aktive.

Under feltforhold er det vist at fotokjemisk nedbryting spelar ei viktig rolle for trifluralin, dikvat og parakvat. Nedmolding straks etter sprøyting av trifluralin, minskar både fordamping og fotokjemisk nedbryting. Når det gjeld andre herbicid på den norske marknaden, blir omfanget av fotokjemisk nedbryting rekna for mindre viktig. Det er likevel mistanke om at visse ureaherbicid og s-triazin (symmetriske triazin) blir påverka av

UV-lys. Forsøk tyder også på at UV-lys medverkar ved nedbryting av glyfosat ved sprøyting over vatn (Lund-Høie & Friestad 1984).

### B. Kjemisk omlaging

Herbicidmolekyl kan reagere med andre kjemiske sambindingar i jord utan at enzym medverkar. Ein har mindre kunnskap når det gjeld reaksjonsmåte og omfang av denne type omlaging, enn når det gjeld biologisk omlaging. Ei av årsakene til dette er at det er vanskeleg å lage ei steril jord (fri for mikroorganis- mar) der ein kan studere kjemisk omlaging for seg.

Ein kjenner likevel til at herbicidmolekyl kan inngå i fylgjande typar kjemiske reaksjonar:

Oksydasjon/reduksjonar

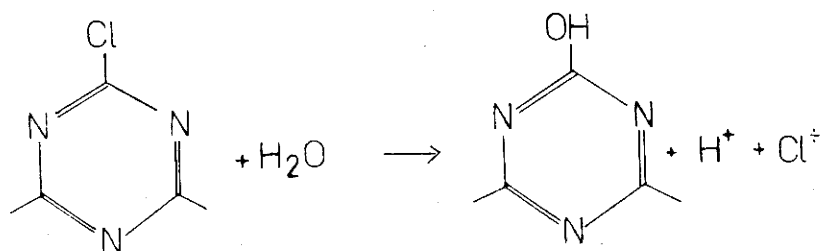
Hydrolyse

Laging av vass-uløselege salt

Laging av kjemiske kompleks

Ved oksydasjon/reduksjon blir det overført elektron frå eit molekyl til eit anna. Dette medfører endringar i elektrisk ladning i herbicidmolekylet. Det er påvist at trifluralin kan inaktiverast ved denne type reaksjonar. Inaktiveringa skjer både i aerobt og anaerobt miljø. Ein reknar med at oksydasjon/reduksjon blir katalysert av aktive grupper på overflata av kolloida (etter Crosby 1976).

Ved hydrolyse reagerer eit herbicidmolekyl med vassmolekyl. Vassmolekylet blir spalta, og eit atom eller atomgruppe på herbicidmolekylet blir ofte bytt ut med ei hydroksylgruppe (figur 8).



Figur 8. Hydrolyse av klor-triazin: simazin, atrazin, terbutylazin eller cyanazin.

Hydrolyse av herbicidmolekyl kan vere katalysert av aktive molekyllgrupper på overflata av leirkolloid eller organiske kolloid. Av organisk materiale blir fulvosyre, som er ei sterk syre, rekna som ein viktig katalysator ved hydrolyse av klor-triazin. Snøggleiken av hydrolysen er påverka av pH i jorda.

Det er vist at herbicidmolekyl kan reagere med kationar av kalsium og jarn, slik at det blir laga vass-uløselege salt. Herbicid-molekyl kan også reagere med andre kjemiske sambindingar i jorda slik at det blir laga stabile kompleks.

Dei nemnde typar kjemiske reaksjonar vil i dei fleste tilfelle føre til at verknaden av herbicidet overfor plantar blir mindre. Det finst likevel døme på det motsette. Sesone (2-(2,4-diklorofenoksy)etyl-natrium sulfat) har ingen verknad mot plantar. I jord med låg pH kan sesone bli omlaga til 2,4-D ved kjemiske reaksjonar. Denne omforminga kan også skje ved mikrobiell omlaging.

Vurderer ein alle herbicid samla, blir reint kjemisk omlaging rekna som mindre viktige enn mikrobiell omlaging, ved inaktivering av herbicidmolekyl i jord. For nokre herbicid spelar likevel kjemisk omlaging minst like stor rolle som mikrobiell omlaging. Dette gjeld uorganiske herbicid, som ikkje, eller i liten grad, kan brytast ned av enzym, og visse organiske herbicid, som til dømes propaklor og klorsulfuron.

#### IV. MIKROBIELL OMLAGING

Undersøkingar syner at levande organismar spelar hovudrolla når det gjeld å inaktivere organiske herbicid i jord. Enzym produsert av desse organismane, katalyserer reaksjonar som fører til at herbicidmolekyl blir brotne ned eller omforma til molekyl utan giftverknad på plantar. Enzym kan også frigivast frå levande planterøster, eller frå døde mikroorganismar, dyr eller planterestar. Bakteriar og sopp blir rekna som dei viktigaste organismane under våre forhold, men også algar kan

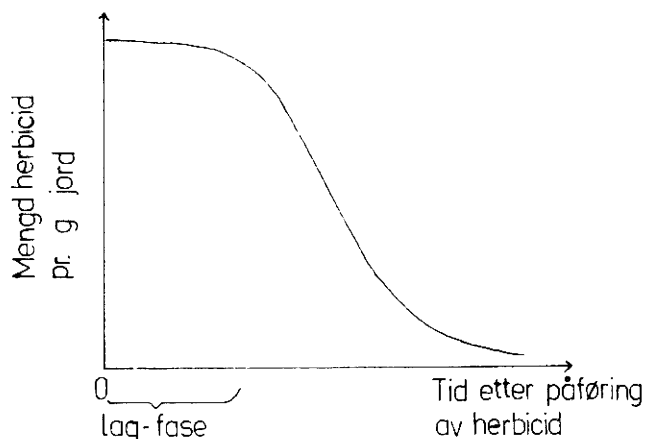
spele ei viss rolle. I dyrka jord som er i god hevd, kan det vere meir enn 1 milliard bakteriar og fleire hundre meter sopphyfar pr. g jord.

Organismane kan påverke og inaktivere herbicidmolekyla på ulike måtar. Nedanfor er det gitt eit oversyn over former for mikrobiell omlaging:

- o Nedbryting til mindre molekyl
  - . Enzymkatalysert nedbryting
    - Metabolsk nedbryting
    - Kometabolsk nedbryting
    - Nedbryting ved frie enzym
  - .. Ikkje-enzymkatalysert nedbryting
- oo Oppbygging av nye og større molekyl

#### A. Metabolsk nedbryting

Ved metabolsk nedbryting blir herbicidmolekylet nytta som kol- og energikjelde av mikroorganismane. Organismane må ha evne til å produsere enzym som katalyserer nedbrytinga av herbicidet. Nokre herbicid kan påverke visse artar mikroorganismar til å produsere slike enzym. Dette er påvist i feltforsøk med herbicida MCPA, 2,4-D, diklorprop, TCA, dalapon, kloridazon og klorprofam.



Figur 9. Typisk forsvinningsmønster for herbicid ved metabolsk nedbryting.

Like etter påføring av herbicidet skjer det inga nedbryting. I denne første perioden er herbicidmengda tilnærma konstant. Denne perioden blir kalla lag-fasen (figur 9). Det påførte herbicidet påverkar ein eller fleire artar mikroorganismar til å lage visse enzym. I denne perioden blir altså organismane tilpassa slik at dei kan utnytte herbicidet som energikjelde. Denne tilpassinga blir kalla adaptasjon. Talet på aktive organismar aukar, og ein periode med tilnærma jamn nedbrytingsfart fylgjer. Etter ei tid, når herbicidmengda avtek, blir det for lite næring for organismane. Organismane reagerer på næringsmangel ved å minske produksjonen av dei verksame enzyma. Færre organismar blir aktive, og nedbrytingsfarten av herbicid avtek gradvis.

Adaptasjonen av mikrofloraen kan vare i lang tid. For herbicid som kan brytast ned metabolsk, går nedbrytinga raskare på jord der same herbicid er nytta tidlegare (tabell 4). Dette skuldast at lag-fasen blir kortare ved ny tilføring av same herbicid.

Tabell 4. Nedbrytingsfart av MCPA på jord som: A) ikkje er sprøyta med MCPA tidlegare B) er sprøyta med MCPA året før (Torstensson 1980).

Tal dager for 90% nedbryting	
A	B
24	12

I forsøket til Torstensson (1980) vart nedbrytingstida av MCPA halvert på jord som var sprøyta året før. Torstensson (1980) kunne påvise raskare nedbryting av MCPA også på jord som var sprøyta 6 år tidlegare. Adaptasjonen av mikroflorane kan altså vare i mange år. Det er også påvist at nedbrytinga av MCPA går raskare på jord som tidlegare er sprøyta med 2,4-D.

Torstensson (1980) gir to moglege forklaringar på slik langvarig adaptasjon. Mikroorganismane lever det meste av tida i sveltetilstand, på grunn av manglande tilførsel av næring. Dette fører til at fleirtalet av organismar er i kvile, slik at

induksjon av nye enzym ikkje skjer. Når til dømes MCPA på nytt blir tilført, vil dei adapterte organismane straks byrje å utnytte MCPA.

Ein annan teori er at den genetiske informasjon, som gjer bakteriar i stand til å lage dei rette enzym, ikkje alltid er lagra i kromosoma. Slik informasjon kan også finnast i frie DNA-molekyl, i såkalla plasmidar. Plasmidar kan overførast frå ein bakterie til ein annan ved konjugasjon. Når visse bakteriestammar blir aktivisert gjennom herbicidtilførsel, kan desse bakteriane overføre sine eigenskapar til andre bakteriar.

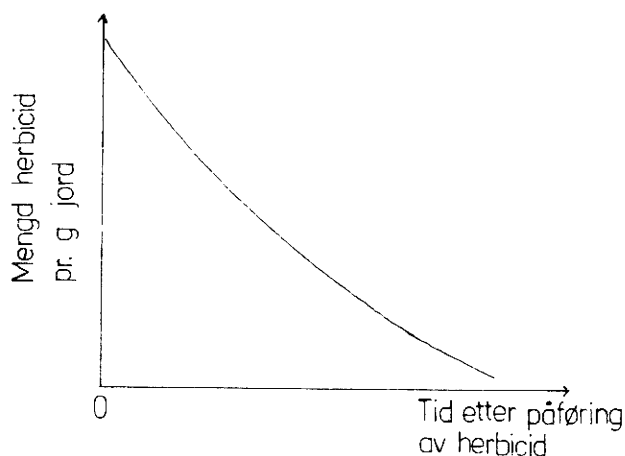
Ved metabolsk nedbryting, blir som regel herbicidmolekylet fullstendig nedbrote, til for eksempel  $H_2O$ ,  $CO_2$  og  $Cl^-$ .

Det blir såleis inga opphoping av stabile mellomprodukt ved denne form for nedbryting. Adaptasjon fører til raskare nedbryting av herbicidrestar. Dette er ein fordel, i alle høve for bladherbicid som MCPA og 2,4-D. For eit jordherbicid som TCA, kan raskare nedbryting ved adaptasjon føre til meir kortvarig og dårlegare verknad mot ugraset.

#### B. Kometabolsk nedbryting

Mikrobiell nedbryting, der organismen som produserer enzym, ikkje får nokon direkte nytte av herbicidmolekylet i form av energi, blir ved eit samlenamn kalla kometabolisme. Organismane produserer enzym for å bryte ned andre organiske sambindingar. Nokre av desse enzyma kan, tilfeldigvis, også katalysere nedbryting av herbicid. Sidan organismane ikkje har nokon nytte av herbicidmolekyla, vil tilførsel av herbicid heller ikkje føre til auka aktivitet eller tal av enzymproduserande organismar. Det skjer altså ingen adaptasjon av mikrofloraen. Det vil ikkje bli nokon lag-fase ved kometabolsk nedbryting (figur 10).





Figur 10. Typisk forsvinningsmønster for herbicid der nedbrytinga skjer ved kometabolisme, ved frie jordenzym, eller kjemisk.

Kometabolisme er den mest vanlege form for nedbryting av herbicid i jord. Dei fleste herbicid kan brytast ned på denne måten. Nedbrytingsfarten er avhengig av enzymmengda i jorda og av den biologiske aktiviteten. Nedbrytinga vil gå snøggast i jord der organismane har god tilgang på anna næringsstoff, og den biologiske aktivitet er stor.

Herbicida blir ikkje alltid fullstendig nedbrotne ved kometaboliske reaksjonar. Det er såleis større sjanse for at mellomprodukt kan hopast opp, samanlikna med metabolsk nedbryting.

### C. Frie enzym

Levande mikroorganismar og planterøster skil ut enzym. Enzym kan også frigivast frå døde mikroorganismar, dyr og planterøster. Desse enzyma blir i stor grad brotne ned, men ein del av dei blir bundne i jorda på ein slik måte at dei unngår nedbryting. Det er påvist at slike frie enzym kan katalysere nedbrytingsreaksjonar hjå herbicid. På same måte som ved kometabolisme, er nedbrytingsfarten avhengig av den biologiske aktiviteten i jorda. Førøbels veit ein lite om kor stort omfang denne form for nedbryting har i praksis.

#### D. Andre former for mikrobiell omlaging

Mikroorganismene kan ved sin aktivitet påvirke pH i jordvæsken. Gjennom pH-endring, kan organismene indirekte stimulere kjemiske (ikkje-enzymkatalyserte) reaksjonar. Mikroorganismene kan også lage molekyl som reagerer med herbicidmolekyl utan medverknad av enzym.

Som regel vil mikrobiell aktivitet føre til at herbicidmolekyla blir spalta til mindre molekyl. Det er likevel vist at organismene stundom kan bruke delar av herbicidmolekyl til oppbygging av større molekyl. Som døme på dette kan ein nemne anilin, som inngår som ein molekylidel i mange ureaherbicid. Anilin kan bindast til organiske syrer, til større molekyl.

### V. PERSISTENS AV HERBICID

#### A. Forhold som påverkar persistens

Den tida eit herbicid er verksamt overfor plantar, blir kalla "persistensen" av herbicidet. Det er stor skilnad mellom ulike herbicid når det gjeld persistens. Herbicid med lang persistens kan, ved bruk av tilrådde mengder, vere verksamt i jorda meir enn eitt år. Herbicid med kort persistens kan vere verksame ein månad eller mindre. Persistens har altså å gjere med den fytotoksiske verknad av herbicid.

Eit anna viktig uttrykk er "restar" av herbicid i jord. Med "rest" meinast herbicid som er att i jorda etter at den tilsikta oppgåva er utført. Til dømes kan det finnast att herbicid-restar i jorda etter at grøda er hausta. Ein talar om restar også når herbicidet er sterkt adsorbent og utilgjengeleg for opptak ved planterøter, eller når mengdene er så små at dei ikkje skadar plantane. Også nedbrytingsprodukt av herbicidmolekyl blir vurdert som "restar". "Rest" av herbicid har altså ikkje direkte samanheng med den fytotoksiske verknad av herbicid i jord.

Tabell 5 syner persistensen for herbicid som blir klassifisert som jordherbicid, eller som blad- og jordherbicid. Også herbicid som til vanleg blir klassifisert som bladherbicid, kan under visse forhold ha påviseleg verknad gjennom jord. Vanlegvis er persistensen for desse herbicida kort.

Tabell 5. Persistens av jordherbicid, og blad- og jordherbicid, ved bruk av tilrådde mengder ved sprøyting om våren. Opplysningane i tabellen må vurderast som grovt rettleiande. Ulike forfattarar oppgir ofte ulik persistens for same herbicid.

Mindre enn 3 månader	3-6 månader	Meir enn 6 månader
klorprofam = CIPC	TCA*	natriumklorat
kloramben	dalapon	diklobenil
propaklor	EPTC*	klortiamid
difenoksuron	trifluralin	triallat
metoksuron	linuron	klorsulfuron
dazomet	metazol	lenacil
	isoproturon	simazin
	kloridazon	atrazin
	cyanazin*	terbutylazin*
	prometryn*	hexazinon
	metamitron	metribuzin

\* Herbicid der ulike forfattarar oppgir svært ulik persistens.

Opplysningane i tabell 5 er berre grovt rettleiande. Skilnader i jord og klima vil føre til stor variasjon i persistens mellom ulike stader, og mellom ulike år. Faktorar som har innverknad på aktivitet og tilvekst av mikroorganismar vil i høg grad påverke nedbrytingsfart og persistens av dei fleste herbicid.

Nedbrytingsfarten er avhengig av kor lett tilgjengeleg herbicidmolekyla er for mikroorganismane. Den kjemiske struktur, kor lettløseleg herbicidet er i vatn, og adsorbsjonsstyrken avgjer kor tilgjengeleg molekyla er. Herbicidmolekylet må ha ein struktur som gjer det mogleg for enzyma å katalysere kjemiske reaksjonar. Sjølv små skilnader i molekylstruktur, kan gi store skilnader når det gjeld organismane si evne til å bryte ned ulike herbicid (Lode 1973). Lett vassløselege herbicid vil i større grad finnast oppløyst i jordvaska der organismane får tak i dei. Svakt adsorberte molekyl vil også i større grad finnast i jordvaska.

Aukande innhald av leirkolloid aukar adsorbsjonen, og kan hindre mikrobiell nedbryting. Auka innhald av organisk materiale aukar også i høg grad adsorbsjonen.

På den andre sida vil auka innhald av lettomsatteleg organisk materiale føre til auka mikrobiell aktivitet i jorda. Dette kan gi raskare mikrobiell nedbryting av herbicid. I norske forsøk er det vist at tilføring av hønsegjødsel på lett sandjord gir raskare nedbryting og mindre persistens av EPTC (Lode & Skuterud 1983). Det er i første omgang kometabolsk nedbryting, og nedbryting ved frie enzym, som går raskare når næringstilførselen for mikroorganismene er god. God næringstilgang har mindre å seie når det gjeld metabolsk nedbryting.

Den mikrobielle aktivitet er vanlegvis størst ved eit vassinnhald på 50-80 prosent av feltkapasitet. Bakteriar toler dårlegare tørre forhold enn sopp.

Gassmiljøet påverkar aktiviteten av mikroorganismene. Både  $O_2$ ,  $CO_2$  og andre gassar kan vere viktige i denne samanheng. I dei fleste tilfelle går den mikrobielle nedbrytinga raskare i aerobt enn i anaerobt miljø.

Dei fleste mikroorganismar trivst best ved pH = 6-8. Bakteriar toler som regel dårlegare sur jord enn sopp. Lode & Skuterud (1983) tilførte kalk til ei sur lett sandjord, slik at pH vart heva frå 5, til 6 eller 7. Heving av pH førte til større aktivitet av mikrofloraen og raskare nedbryting av EPTC. Mange herbicid vil dessutan vere sterkare adsorbent ved låg pH, og dei er dermed mindre tilgjengeleg for mikroorganismene.

Temperaturen har stor innverknad på mikrobiell aktivitet. Hurle (1982) hevdar at samla aktivitet av mikrofloraen er størst ved 35-40°C. Ulike artar mikroorganismar kan ha ulik optimaltemperatur. Innan dei temperaturane ein normalt har i Noreg, vil aktiviteten av mikroorganismene såleis auke med aukande temperatur. Ein har påvist mikrobiell aktivitet også ved temperaturar under 0°C, så lenge jordvatnet ikkje fryser. I jord med tele skjer inga mikrobiell nedbryting.

I Nord-Noreg er middeltemperaturen om sommaren forholdsvis låg. Ein må såleis forvente at nedbrytinga jamt over går langsamare i Nord-Noreg enn i Sør-Noreg. I tråd med dette, fann Fiveland (1980) litt raskare nedbryting av linuron og metribuzin i As (Sør-Noreg) enn i Tromsø (Nord-Noreg). Skilnadene var likevel små. For metazol, og trifluralin (Solbakken et al. 1982), vart det ikkje funne skilnader i nedbrytingsfart mellom As og Tromsø. Prometryn vart litt raskare nedbrote i Tromsø enn i As (Fiveland 1980).

Stark & Torstensson (1984) påviste raskare nedbryting av 2,4-D og glyfosat i skogsjord i Sør-Sverige samanlikna med Nord-Sverige. Derimot kunne Nilsson (1982) ikkje påvise raskare nedbryting av ulike herbicid i Sør-Sverige enn i Nord-Sverige.

Arsaka til at ein i dei nemnde forsøka ikkje alltid kan påvise meir langsam nedbryting i nordlege, kjølege område, må vere at andre jord- eller klimaforhold enn temperaturen medverkar. Til dømes kan skilnader i jordart og jordråme dekke over verknaden av temperaturskilnader. Nilsson (1982) hevdar at skilnader i vinterklimaet har større innverknad på nedbrytingsfarten enn sommartemperaturen. Herbicid-persistensen er mest langvarig i område der ein har ein lang periode med tele i jorda. I område med kort frostperiode og med mild vinter, er persistensen meir kortvarig.

Kombinasjonar av ulike pesticid kan påverke nedbrytingsfarten av herbicid. Dersom eit pesticid hemmar aktiviteten hjå visse typar mikroorganismar, kan nedbrytinga av herbicid også bli hemma. Kunnskapen på dette området er liten. I forsøk er det påvist at både insekticid, fungicid og herbicid kan føre til langsamare nedbryting av herbicid (Hurle 1982).

Når det gjeld reint kjemiske reaksjonar, vil desse også vere påverka av jord og klima. Denne type reaksjonar har for dei fleste herbicid mindre omfang, og kunnskapen er førebels liten når det gjeld verknad av jord og klima.

## B. Praktiske fylgjer av persistens

Lang persistens av herbicid kan vere nyttig ved at dei gir langvarig verknad mot ugraset. Ein fare ved persistente herbicid er at dei kan skade grøder som kjem seinare i omlaupet. Risikoen for herbicidskade er særleg stor der spiringa av grøda blir mislukka, slik at ein må så ei anna grøde 3-4 veker etter første såing. Har ein nytta persistente herbicid i ein tidlegkultur, vil ein kunne få skade i påfylgjande grøder. Bruk av persistente herbicid kan føre til skade i neste års grøde. Dette gjeld særleg der neste års grøda er svak overfor det herbicidet som vart nytta året før. Faren for skade på neste års grøde er størst ved haustsprøyting, eller der jord eller klima fører til langsam nedbryting av herbicid. I praksis blir det tilrådd at ein i Nord-Noreg er meir varsam med bruk av persistente herbicid enn i Sør-Noreg. Dette gjeld mellom anna linuron og metribuzin. Bruk av for store mengder herbicid pr. areal-eining, til dømes ved feil eller uhell under sprøyting, kan føre til uvanleg lang persistens.

Dersom det er mistanke om skadelege restar av herbicid i jord, finst det biologiske testar som er enkle å bruke. Ein kan ta prøver av jorda, fylle denne jorda i potter i veksthus og så vekstar som er svake for det herbicidet ein trur finst i jorda. Som kontroll bør ein også ta med jord som ein veit er usprøytet. Denne jorda bør vere mest mogleg lik den jorda ein ynskjer å teste. Forslag til test-plantar for ulike herbicid er gitt i tabell 6. Dersom ein oppdagar herbicidskade på testplantane, må ein enten utsette såinga eller plantinga av grøda, eller ein må velgje ei grøde som er sterk overfor vedkomande herbicid.

Tabell 6. Forslag til test-plantar for påvising av skadelege herbicidrestar i jord (Walker et al. 1982).

Herbucid	Testplantar	Herbicidskade, etter aukande grad av skade
diazin, triazin, ureasambindingar	havre, raigras, krossblomstra vekstar	minsking av plantevekt, gulning av blad, nekrosar, visning av blad
karbamat, benzotriklar, anilid- og anilinsambindingar	havre, raigras	minsking i plantehegd, ofte med mørk grønfarging, minsking i tal blad, mislukka spiring
klorerte feittsyrer	havre, raigras	minsking av skotvekst, klorose

Tabell 7 gir eit oversyn over persistente herbicid, og døme på grøder som er særleg svake overfor restar av desse herbicida.

Tabell 7. Døme på persistente herbicid, og grøder som er svake overfor restar av desse herbicida i jord (tilnærma etter Nilsson et al. 1984).

Herbucid	Svake grøder
TCA	korn, gras, bøner, lauk
dalapon	bygg, rug, kveite, gras
trifluralin	korn, betar, lauk
diklobenil, klortiamid	korn, gras, gulrot
EPTC, triallat	havre, gras
linuron	krossblomstra grøder, gras
isoproturon	krossblomstra grøder, betar
klorsulfuron	krossblomstra grøder, betar, gras, kløver, bøner, tomat
kloridazon	havre, bøner, gulrot, kål, tomat
lenacil	korn, gras, raps, rybs, salat
simazin	havre, raps, rybs, betar, gulrot, lauk, tomat
atrazin	korn, raps, rybs, betar, potet
terbutylazin	kløver, raps, rybs
metribuzin	raps, rybs

## VI. SIDEVERKNADER AV HERBICID I JORD

## A. Verknad på mikroflora

1. Innleiing

Det har vore stor interesse for å finne ut kva verknad kjemiske ugrasmiddel har på mikroorganismene. Desse midla er framstilte for å drepe plantar. Ein kan likevel ikkje sjå bort i frå at dei også kan skade andre levande organismar. På den andre sida kjenner ein til at organiske ugrasmiddel kan vere næring for mikroorganismar, og bli brote ned av desse. Det siste punktet er omtala i tidlegare kapittel, og skal ikkje drøftast nærmare i denne samanheng.

2. Mikroorganismene si rolle i jord

Bakteriar, sopp, algar, protozoar og virus spelar ei viktig økologisk rolle i jord. Dei syter for nedbryting av organisk materiale frå plantar og dyr, og oppbygging av nye organiske sambindingar. Mikroorganismene styrer kretsauget av karbon, nitrogen, svovel og andre mineral. Gjennom sin aktivitet gjer dei mineralen tilgjengeleg for planterøter, og dei påverkar dessutan strukturen i jorda. Nokre organismar lever i symbiose med høgare plantar. Innan mikrofloraen er det ei spesialisering, der ulike arter eller grupper av organismar syter for ulike delar av stoffomsetninga.

Det finst store mengder mikroorganismar i jord. I dyrka jord i god hevd kan det vere fleire milliardar bakteriar, og fleire hundre meter sopphyfar, pr. g jord. I skogsjord er det oftast mindre bakteriar, men meir sopp - opp til fleire tusen meter hyfar pr. g tørr jord. Mengda av mikroorganismar pr. dekar ned til 15 cm jorddjupne, er fleire tonn. Det finst alltid eit stort tal mikroorganismar i kviletilstand. Tilføring av næring (organisk materiale), aktiviserer organismene.

Artssamansetnad, tal og aktivitet hjå mikroorganismene på dyrka jord, blir påverka både av plantekultur, jordkultur og klima. Det finst eit nært samspel mellom ulike mikroorganismar, og mellom mikroorganismar og høgare plantar. Organiske sambindingar som blir skilt ut frå planterøter, og rotbitar som blir avslitne, gir grunnlag for ein rik mikroflora i grenseområdet mellom rot og jord. Dette grenseområdet blir kalla rhizosfæren. Det er vist at ulike plantearter og sortar har ulik mikroflora i rhizosfæren. Type organisk materiale jorda får tilført, vil i høg grad påverke artssamansetnaden av mikrofloraen.

Gjødsling og kalking påverkar artssamansetnad og aktivitet. Like eins har djup jordarbeiding stor innverknad på levevilkåra for mikroorganismene. Jordråme, oksygeninnhald, temperatur og lys påverkar også samansetnad og aktivitet av mikrofloraen.



### 3. Drøfting av forsøksresultat

Det er utført mange forsøk der verknaden av herbicid på ulike mikroorganismar er målt. Forsøka er delvis utførte i laboratorium, der ulike organismar kan dyrkast i reinkultur på eit kunstig medium, der herbicidet er innblanda i ein viss konsentrasjon. Forsøka blir også utførte i naturleg jord, i veksthus eller ute i felt. I laboratorium har ein betre styring over dei ulike faktorane som påverkar organismane, og ein kan gjere meir nøyaktige målingar. På eit kunstig medium er likevel forholda svært ulike dei ein finn i felt. Resultat frå slike forsøk må difor etterprøvast i feltforsøk.

Som eit utgangspunkt for vidare forskning, har Torstensson (1979) delt inn mikrofloraen i såkalla "funksjonsnivå". I tabell 8 er det gitt eit oversyn over funksjonar som er viktige når det gjeld plantedyrking.

Tabell 8. Inndeling av mikrofloraen i "funksjonsnivå". Inndelinga er tenkt som eit utgangspunkt for forskning når det gjeld samspelet mellom herbicid og ulike organismar (Torstensson 1979).

- 
1. Einskilde arter av mikroorganismar
  2. Populasjonar av mikroorganismar
  3. Endringar i mikrofloraen
  4. Grupper av mikroorganismar med ein særigein funksjon
    - A. Karbonkretsløpet (mineralsiering, humuslagning, metanproduksjon)
    - B. Nitrogenkretsløpet (mineralisering, nitrifikasjon, denitrifikasjon)
    - C. Nitrogen-fiksering (asymbiotisk, symbiotisk)
    - D. Andre kretsløp (svovel, mangan, jern, fosfor)
    - E. Myrkorhiza
    - F. Patogen
    - G. Aggregatstabilisering
  5. Enzymaktivitet i jord
- 

Ved studium av ein-skilde artar organismar, må desse isolerast på kunstig medium. Her kan ein studere kva verknad ulike herbicid og herbicidkonsentrasjonar har når det gjeld fysiologi og genetikk hjå ulike arter.

For populasjonar av mikroorganismar, er verknaden på tal organismar innan ulike populasjonar, og samla aktivitet, av størst interesse. Aktiviteten kan finnast ved å måle CO<sub>2</sub>-produksjon, O<sub>2</sub>-forbruk, dehydrogenaseaktivitet, varmeproduksjon eller ATP-produksjon. Dersom bruk av herbicid fører til sterk reduksjon i aktivitet, er dette ei åtvaring. Dette gjeld særleg om reduksjonen i aktivitet er langvarig, til dømes 3 månader eller meir. Dersom herbicid fører til uendra eller auka aktivitet, er tolkinga vanskeleg. Bruk av herbicid kan hemme eller drepe nokre grupper av organismar, slik at andre grupper får betre tilgang på næring og aukar sin aktivitet tilsvarande. Bruk av herbicid gjer at jorda får tilført større mengder dautt plantemateriale. Dette fører til at visse grupper organismar aukar sin aktivitet, noko som kan dekke over den skadelege verknaden

av herbicidet hjå andre grupper av organismar. Måling av  $\text{CO}_2$  - produksjon og  $\text{O}_2$  - forbruk åleine, er såleis ikkje alltid noko påliteleg mål for verknaden av herbicid på mikroorganismane.

Algar spelar lita rolle i dyrka jord i Noreg. Blågrøne algar har fotosyntese og fikserer nitrogen. Desse er verdfulle ved risdyrking på overfløymd jord. Algane er ofte svake overfor fotosyntesehemmande herbicid. Ulike arter syner styrke overfor herbicid, og utslaga av herbicidbruk varierer mykje frå jordart til jordart.

Overfor sopp, er det som venta fungicida som gir størst hemmande verknad. Hemming er funne også for mange herbicid (tabell 9).

Tabell 9. Døme på herbicid som i forsøk har påverka aktiviteten hjå sopp i jord. Tala står for g verksamt stoff pr. dekar (etter Torstensson 1979).

	hemming av aktivitet	uendra aktivitet	auka aktivitet
parakvat	11000	2200	560
2,4-D	100	440	
dalapon	800	150-750	500
EPTC	400-600	450	
linuron	100		
simazin	200-1000	550	200-1000

Nokre av mengdene som er nytta i desse forsøka er høgare enn dei som blir tilrådd brukt på dyrka jord. Ein legg også merke til at resultatata varierer mykje frå forsøk til forsøk. Til dømes har same mengde av simazin gitt hemming i eitt forsøk og auka aktivitet i eit anna. Moglege forklaringar på dette, er ulike målemetodar i ulike forsøk, eller at mikrofloraen har hatt ulik artssamansetnad i dei ulike forsøka.

Bakteriar synest jamt over å vere sterkare mot herbicid enn algar og sopp. Auka aktivitet av bakteriar etter herbicidbruk, kan i mange tilfelle skuldast betre næringstilgang frå drepte algar, soppar eller plantar.

Når det gjeld endringar i mikrofloraen, er artssamansetnad, fysiologisk tilstand, samspel mellom ulike grupper organismar, og rhizosfære-organismane av interesse. Slike endringar er påvist mest for algar og sopp. Herbicidrestar i dautt plantemateriale kan endre soppfloraen.

Innan karbonkretslaupet er det vist at herbicid kan forseinke nedbrytinga av cellulose. Det er soppar som er mest aktive ved denne nedbrytinga. Hemming er påvist mellom anna av parakvat. Det er funne ulike utslag i ulik jord.

Når det gjeld nitrogen-kretslaupet, synest ammonifikasjonen (omsetting av protein med frigiving av  $\text{NH}_4^+$ ) å vere lite



#### 4. Konklusjonar

Det er innfløkt å gjere pålitelege målingar når det gjeld verknaden av herbicid på mikrofloraen. Skilnader i forsøksmetodar, klima, jord og plantekultur fører til at same herbicid har ulik verknad i ulike forsøk. Det er ofte vanskeleg å tolke resultatata frå slike forsøk.

Generelt kan ein likevel slå fast at både i jord og på kunstig medium, blir mikrofloraen påverka av herbicid. Verknaden kan vere hemmande eller stimulerande for mikroorganismane. Både tal organismar, aktivitet, artssamansetnad og samspel mellom organismar kan påverkast. I dei tilfelle der herbicid har ført til hemming av mikrofloraen, er hemminga oftast forholdsvis kortvarig. Torstensson (1979) fann at i 45 av 50 forsøk med hemmande pesticid, var hemminga av mikrofloraen slutt etter 2 månader. Med noverande forsøksmetodar og kunnskap, er det sjeldan at ein har påvist verknader av herbicid som kan vere alvorlege for økosystemet i jord. For mange herbicid er det likevel utført for få undersøkingar.

Fenoksysyrer har vist hemmande verknad på symbiotisk nitrogenfiksering. Natriumklorat hemmar nitrifikasjonen, og kan gi opphoping av nitrit i jord. Mange herbicid påverkar patogene organismar, hemmande eller stimulerande.

Døme på andre herbicid som har gitt utslag som kan vere alvorlege for økosystemet er: amitrol, atrazin, simazin, dicamba, dinoseb, parakvat og diallat.

Hovudkonklusjonen frå dei forsøk som er utførte, er at der herbicid blir nytta etter føreskriftene, er sjansane for skade på jordøkosystemet små.

## B. Verknad på fauna

### 1. Innleiing

Jorddyra spelar ei viktig økologisk rolle. Gjennom nedbryting av organisk materiale, blanding, lufting, aggregatstabilisering og regulering av mikrofloraen, er dei med på å forme jorda til eit godt veksemedium for høgare plantar. Mange av artane i jordfaunaen er viktige som føde for andre dyreartar høgare opp i næringsrekkja.

### 2. Faunaen si rolle i jord

Jordfaunaen er samansett av eit stort tal artar, av ulik storleik og med ulikt levesett. Dei minste dyra er eincelledyr, hjuldyr og rundormar (nematodar). Desse lever i vassfylte porar mellom jordpartiklar, eller i organisk materiale. Dei lever av daudt organisk materiale eller av mikroorganismar. Av rundormar finst det også artar som angrip høgare plantar. Desse minste artane i jordfaunaen medverkar ved nedbryting av organisk materiale, og dei er med på å regulere mikrofloraen.

Dei minste av ledd-dyra er midd og spretthalar. Desse lever i luftporar mellom jordpartiklar, og i organisk materiale. Dei lever av daudt organisk materiale, eller av mikroorganismar. Nokre artar av midd er predatorar, som lever av andre jorddyr som til dømes nematodar og spretthalar.

Av mellomstore ledd-dyr finst edderkopppdyr, tusenbein og skolopendrar, og insekt. Mellom desse finn ein artar som lever av daudt organisk materiale eller mikroorganismar, eller som er predatorar. Mange artar angrip også høgare plantar.

Av store ledd-dyr har ein predatorar som edderkoppar, vevkjer-ringar, skolopendrar, laupebiller, rovbiller og maur. Desse er viktige når det gjeld å regulere talet av andre dyreartar. Det finst også mange store ledd-dyr som lever av daudt organisk materiale, eller som er med på fysisk findeling av organisk materiale. Mange artar lever av høgare plantar.

Sneglar er for det meste planteetarar, men nokre artar lever av sopp og daudt plantemateriale. Meitemark er av dei viktigaste jorddyra. I biomasse overgår dei alle andre dyr, opp til 100 g pr. m<sup>2</sup>. Dei lever av daudt organisk materiale. Meitemarken blandar og luftar jorda, og medverkar til aggregatstabilisering. Dette er gunstig for jordstrukturen.

### 3. Opptak av herbicid

Jord-dyra kan ta opp herbicid på ulike måtar. Opptaket kan skje ved direkte kontakt mellom dyr og herbicid, ved inntak av plantesterar eller jordpartiklar som inneheld herbicid, eller ved innanding av herbicid i gassform.

Storleiken av opptaket varierer frå art til art, avhengig av levesettet til dyra. Herbicid blir vanlegvis sprøyta ut som væskeblanding. Dyreartar som oppheld seg mykje på jordoverflata er meir utsette for å bli råka direkte av sprøytedusjen enn artar som for det meste lever under jordoverflata. Dyreartar som vandrar over store avstandar, har større sjanse for å kome i kontakt med herbicid enn artar som held seg i ro på ein stad. Mange kjemiske plantevernemiddel har repellerande (fråstøytande) verknad. I slike tilfelle vil små dyr lettare finne løynestader der dei unngår kontakt, samanlikna med større dyr.

Jorddyra er mest aktive i fuktig jord. I tørke blir aktiviteten mindre, og dyra søker ofte nedover i jordprofilet. Sjansen for direkte kontakt med herbicid er såleis minst i tørke.

Ein har svært ufullstendig kunnskap når det gjeld verkemåten av herbicid overfor dyreorganismar. Midla er valt ut med tanke på å drepe plantar. Mange herbicid har sin hovudverknad på fotosyntesen. Dette forhindrar likevel ikkje at dei kan påverke fysiologiske reaksjonar i dyreorganismar.

#### 4. Drøfting av forsøksresultat

Det er utført forsøk med herbicid og dyreartar både i laboratorium og i felt. Ved forsøk i laboratorium kan ein studere verknaden av herbicid på aktivitet, levetid, formeiring og opptak av føde hjå ulike dyreartar. I feltforsøk kan ein måle endringar i tal individ, artssamansetnad og oppførsel hjå ulike artar. Ein kan også studere indirekte verknader av herbicidbruk på faunaen.

I laboratorium kan målingar utførast meir nøyaktige og forsøksvilkåra kan kontrollerast. Kvar dyreart kan studerast for seg. Ei ulempe er at forholda i laboratoriet er ulike dei ein finn i felt, og at resultatata ofte ikkje direkte kan overførast til praktiske forhold. Til dømes kan levesettet til dyret, og dermed også kontakt mellom dyr og herbicid, vere ulikt i laboratorium og felt.

I feltforsøk er prøvetakinga ofte vanskeleg. Mange dyreartar er svært mobile, og dei kan krysse grenser mellom sprøyta og usprøyta ruter. Mange artar er også svært ujamnt fordelte på eit areal.

Herbicida kan endre faunaen ved å påverke dyra direkte. Endring i faunaen kan dessutan skje ved at herbicida endrar plantefloraen og mikroklimate, eller ved at tilgangen på daudt plantemateriale aukar. Det er ofte vanskeleg å skille mellom direkte og indirekte verknader. Herbicida sin verknad på faunaen er sjeldan studert under forhold som tilsvarar praktisk plantedyrking. Ved tolking av forsøksmeldingar, krevst det god fagleg bakgrunn, og kritisk vurdering av forsøksmetodane. For mange herbicid og dyreartar spriker forsøksresultata. Det er difor viktig ikkje å drage skråsikre konklusjonar ut i frå einsskilde forsøk.

## 5. Konklusjonar

Dei artane som er mest undersøkte med omsyn på verknaden av herbicid, er meitemark, rundormar, midd og spretthalar. Mange dyreartar er lite undersøkte. Ingen av dei undersøkte dyregruppene er fullstendig upåverka av herbicid. Av herbicida finst det mest kunnskap om verknaden av DNOC, 2,4-D, TCA, dalapon og simazin. Andren & Steen (1978) føreslår, som ei grov rettleiing, fylgande rekkefylgje når det gjeld risikoen for hemming av faunaen: nitrofenolar, triazin, ureasambindingar, karbamat, klorerte feittsyrer, kvarternære ammoniumsambindingar og fenoksyryrer. Nitrofenolar, og i noko mindre grad triazin, har gitt tydeleg hemming av faunaen i fleire forsøk. Verknaden av fenoksyryrer synast å vere mild. Dei andre herbicidgruppene ligg i ei mellomstilling når det gjeld risiko for hemming. Edwards & Thompson (1973) konkluderer med at herbicid som hovudregel har mindre direkte hemmande verknad på jordfaunaen enn insekticid, nematicid og molluskicid. Derimot kan herbicid påverke førekomsten av meitemark, midd og spretthalar ved å endre plantesetnaden, og dermed mattilgang og mikroklima. Det har vore vanskeleg å demonstrere direkte skadeleg verknad av herbicid på meitemark.

Dei fleste endringar i faunaen som fylgje av kjemiske plantevernemiddel er kortvarige, og etter ei tid vil faunaen ha same artssamansetting og aktivitet som før. Kor langvarig endringa er vil avhenge av kor persistent pesticidet er, og kor giftig pesticidet er overfor dyra.

Visse insekticid blir teke opp og lagra i feittvevet hjå dyreorganismar, til dømes meitemark. Dei blir ikkje brotne ned eller utskilt i dyreorganismane. Eit døme på slike insekticid er DDT. Pesticid med slike eigenskapar er alvorlege, fordi dei i stor grad blir overførte frå ledd til ledd i næringsrekkja, og kan gjere skade på lang sikt. Dei herbicida som finst på den norske marknad i dag har ikkje slike eigenskapar.

Dei undersøkingar som er utførte, tyder på at bruk av godkjende herbicid i samsvar med føreskriftene, ikkje utgjer noko alvorleg trugsmål mot faunaen i jorda. Kunnskapen er likevel i mange

høve mangelfull. Sidan bruken av kjemiske plantevernmidde-  
lar har auka, er det viktig å fylgje opp med meir fullstendige  
undersøkingar over moglege sideverknader av desse midla.

### C. Herbicid i vatn

Ved bruk av herbicid på dyrka område, i skog eller langs jarn-  
baner og vegar, vil det vere ein sjanse for at mindre mengder  
av herbicidet kan forureine overflatevatn, grøftevatn eller  
grunnvatn.

I Noreg er det i dag forbod mot å tilføre kjemiske plantevern-  
midde- lar på opne vassflater. Dette forbodet gjeld også vatn i  
opne grøfter og dreneringskanalar. I tilfelle der ugrastyning  
i kanalar eller vassdrag er svært ynskeleg, kan Statens insti-  
tutt for folkehelse (SIF) gi dispensasjon frå forbodet mot  
herbicidbruk. Ved sprøyting nær drikkevasskjelder, er mins-  
teavstanden 50 m. Sosialdepartementet har fastsett ei øvre  
grense for samla innhald av kjemiske plantevernmidde- lar i drikke-  
vatn: 0,01 mg pr. liter.

Det er fleire årsaker til dette strenge regelverket. Ein  
ynskjer å unngå at kjemiske plantevernmidde- lar skal forureine  
drikkevatt for menneske eller dyr. Alvorleg avlingsskade kan  
oppstå dersom vatn forureina av store nok mengder herbicid blir  
nytt til kunstig vatning. Bruk av herbicid medfører ein risiko  
for skade på mikroflora og fauna i vatn. I mange tilfelle er  
det den indirekte verknad av herbicidbruk som er mest utslags-  
givande. Rask nedvisning av vass-plantar fører til stor akti-  
vitete og oppblomstring av mikroorganismar. Oksygenforbruket  
blir dermed stort, slik at andre dyreorganismar, til dømes  
fisk, blir drepte på grunn av oksygenmangel.

I mange andre land i Europa, også innan Norden, er herbicid  
nytt til å halde kanalar opne for båttrafikk, eller hindre  
gjengroing av vassdrag. Det blir drive målretta forskning for å  
finne fram til herbicid med god verknad mot vassugras, og bruks-  
måtar av desse, som i størst mogleg grad hindrar uynskte side-  
verknader av herbicid (Robson, Barrett & Spencer-Jones 1982).



Sjølvs om ein unngår å sprøyte direkte på opne vassflater, vil det ofte vere ein viss risiko for at kjemiske plantevernmidde kan nå fram til drikkevasskjelder eller andre vassdrag. Regnvatn renn delvis av på overflata og samlar seg i bekkar og elvar. Overflatevatnet kan ta med herbicid som er i fri tilstand i vatnet, eller som er bundne til jordpartiklar. Noko sig ned gjennom jordprofilet, til grunnvatnet, og kjem derifrå ut i vassdraga.

Sjansen for at herbicid skal nå fram til drikkevasskjelder er avhengig av kor rask transporten er, og kor snøgt nedbrytinga av herbicidet går. Dei to avrenningsmåtene for regnvatn er ulike i så måte. Avrenning på overflata går raskare, og i "reint" vatn, med få levande organismar, vil dessuten nedbrytinga av herbicid gå langsamare. Avrenning gjennom jordprofilet tek lengre tid, og herbicidet blir på vegen utsette for mange fysiske, kjemiske og biologiske reaksjonar, særleg i øvre del av jordprofilet. Desse reaksjonane bryt ned herbicidet. Jorda verkar altså som ein reinsestasjon. Derimot, om herbicidet først kjem ned til grunnvatnet, må ein rekne med at nedbrytinga vil gå langsamt. Dette skuldast at grunnvatnet har låg temperatur, lite oksygen, få mikroorganismar og lite næringsstoff for mikroorganismane.

Grunnvatnet er såleis vart for slik forureining. Ved bruk av herbicid etter føreskriftene, vil sjansen for forureining vere liten. Frå utanlandsk litteratur kjenner ein døme på at kjemiske plantevernmidde er påvist i grunnvatnet. I Danmark vart det i eit par tilfelle funne små restar av plantevernmidde ved vassboring. Desse stamma frå kjemikaliar som var nedgravde i jord. Ved langvarig bruk av visse kjemiske jorddesinfeksjonsmidde, er det også blitt påvist forureining av grunnvatn. Sjansane for slik forureining er avhengig av eigenskapar hjå herbicidet, klima, jord og dyrkingsmåte. Herbicid som blir svakt adsorbere, som er lett løseleg i vatn, og som blir seint nedbrote, vil lettast vaskast ned til grunnvatnet. Forureiningsfaren er størst ved stor nedbør, og på jord med liten adsorbsjonskapasitet.

Det har vore stor debatt om bruk av glyfosat ved sprøyting mot

lauvkratt i skogområde. Eit viktig spørsmål i denne samanheng, har vore faren for forureining, der sprøytinga foregår i nedbørfelt til drikkevasskjelder. Statens institutt for folkehelse (SIFF) har tillate slik bruk av glyfosat (Krogh & Hareide 1982). Grunngivinga for vedtaket er at glyfosat blir forholdsvis sterkt adsorbent i jord, og raskt brote ned av mikroorganismar. Forsøk tyder også på at glyfosat delvis kan brytast ned ved ultrafiolett lys i reint vatn (Lund-Høie & Friestad 1984). Toksikologiske undersøkingar tyder dessutan på at risikoen for skade på dyr og menneske, ved inntak av små mengder glyfosat, er svært liten (Landbruksdepartementets gift-nemnd 1982).

I 1985 byrja eit forskingsprosjekt der målet er å auke kunnskapen om kva rolle bruk av kjemiske plantevernmiddel spelar for kvaliteten av drikkevatt i Noreg (Lode 1985). Fram mot 1990 skulle vi dermed vite langt meir om desse spørsmåla enn i dag.

Når det gjeld verknad av herbicid på mikroflora og fauna i vatn, er forkinga og kunnskapen mangelfull her i landet. Eit oversyn over utanlandske resultat er gitt av McEwen & Stephenson (1979).

## VII. SAMANDRAG

Ved bruk av jordherbicide, eller blad- og jordherbicide, er det viktig å kjenne til dei forhold som er avgjerande for verknad på plantar, og for persistens. Verknad og persistens er avhengig av eigenskapar hjå sjølv herbicidemolekylet. Ulikskapar i jord og klima fører dessutan til ulik verknad og persistens frå stad til stad, og frå år til år.

Herbicidemolekyla blir utsette for fysiske, kjemiske og mikrobielle reaksjonar. Fysiske reaksjonar er adsorpsjon, ulike former for transport, og opptak i plantar. Av kjemiske reaksjonar forekjem fotokjemiske og kjemiske reaksjonar. Desse reaksjonane skjer utan medverknad frå enzym. Dei fleste herbicide kan heilt eller delvis brytast ned ved enzymkatalyserte reaksjonar. Mikroorganismane spelar hovudrolla ved nedbryting av dei fleste organiske herbicide.

Graden av adsorpsjon er avhengig av type og mengd kolloid, jordråme, og av eigenskapar hjå sjølv herbicidemolekylet. Adsorpsjonen for dei fleste herbicide er sterkast i humusrik jord, og sterkare i leirjord enn i sandjord. Adsorpsjon gjer herbicide mindre tilgjengeleg for opptak i planterøter eller mikroorganismar. Transport av herbicide, som gass eller i vatn, blir også mindre ved sterkare adsorpsjon.

Transport av herbicide kan skje som gass, i vatn eller ved jorderosjon. Herbicide med høgt gasstrykk er mest utsett for transport som gass. Slike herbicide, til dømes trifluralin, triallat og EPTC, må moldast ned straks etter sprøyting for å hindre at tapet til atmosfæren blir for stort. Herbicide som er lett løyselege i vatn, og som blir lite adsorberte, er mest utsette for transport i vatn. Transport kan vere nyttig ved at herbicide blir betre fordelt i rotsjiktet. Dessutan kan transporten vere med på å fjerne skadelege herbiciderestar frå rotsjiktet. For rask transport derimot, vil føre til kortvarig og dårleg ugraskontroll. Kraftig nedvasking kan føre til skade på tre eller buskar med djuptliggjande røter.

Nokre herbicid kan brytast ned og inaktiverast fotokjemisk, under påverknad av ultrafiolett lys. Dette gjeld trifluralin, dikvat og parakvat. Nedmolding av trifluralin straks etter sprøyting minskar slik nedbryting.

Kjemisk omlaging spelar ei viktig rolle ved nedbryting og inaktivering av ein del herbicid. Ser ein alle herbicid under eitt, har likevel kjemisk omlaging mindre omfang enn mikrobiell omlaging.

Av mikrobiell omlaging har ein ulike former. Ved metabolsk nedbryting, utnyttar mikroorganismene herbicidmolekylet som kol- og energikjelde. Nedbrytingskurva blir sigmoid, med ein innleiande lag-fase. Det oppstår adaptasjon av mikrofloraen. Nedbryting ved kometabolisme har større omfang enn metabolsk nedbryting, når ein ser alle herbicid samla. Ved kometabolsk nedbryting har organismene inga nytte av herbicidmolekyla i form av energi. Det skjer ingen adaptasjon av mikrofloraen. Herbicid kan også brytast ned av frie jordenzym.

Mikrobiell nedbryting går raskast i jord med stor mikrobiell aktivitet. Forhold som påverkar mikrobiell aktivitet er temperatur, jordråme, pH, oksygeninnhald og tilgang på lettomsetteleg organisk materiale. Tilgang på lettomsetteleg, organisk materiale gir mindre utslag ved metabolsk nedbryting, enn nedbryting ved kometabolisme eller frie jordenzym.

Det er store skilnader i persistens mellom herbicid. Ved bruk av tilrådde mengder, varierer persistensen frå 1 måned eller mindre, til meir enn eitt år. For same herbicid varierer persistensen mykje, avhengig av jord og klima. Der det er mistanke om skadelege restar av herbicid, kan det vere aktuelt med ein biologisk test før såing av ei ny grøde. Der restar finst, bør ein unngå å så grøder som er svake overfor vedkomande herbicid.

Moglege sideverknader av herbicid på mikroflora, fauna og vasskvalitet er drøfta. Ved bruk av herbicid i fylgje offentlege tilrådingar, vil risikoen for skadeverknader vere liten. På fleire område er likevel kunnskapen mangelfull.

## VIII. SPØRSMAL

1. Kvifor er det viktig å vite kva som skjer med herbicid i jord?
2. Kva tyder "persistens", og "restar" av herbicid?
3. Kva forhold påverkar graden av adsorbsjon av herbicid i jord?
4. Kvifor har jordherbicid ingen, eller svært dårleg, verknad på myrjord?
5. Kvifor verkar jordherbicid dårlegare ved sprøyting på tørr jordoverflate enn på fuktig?
6. Nemn døme på herbicid som i stor grad blir transportert som gass.
7. Korleis kan ein hindre tap av herbicidgass til atmosfæren?
8. Kva rolle spelar eigenskapar hjå jord og klima for graden av nedvasking av herbicid?
9. Kva for to eigenskapar hjå herbicidmolekyler er særleg avgjerande for kor lett rørlege dei er i jordvatnet.
10. Kva negative og positive fylgjer kan nedvasking av herbicid ha?
11. Nemn herbicid som er sterkt utsette for fotokjemisk nedbryting?
12. Kva andre typar kjemiske reaksjonar kan vere med på å bryte ned eller inaktivere herbicid?
13. Nemn ulike former for mikrobielle reaksjonar.
14. Nemn døme på herbicid som kan brytast ned metabolsk.
15. Forklar kva "adaptasjon" og "lag-fase" er i denne samanheng.
16. Kva former for reaksjonar har normalt størst omfang når det gjeld nedbryting av herbicid i jord?
17. Kva forhold påverkar mikrobiell aktivitet i jord?
18. Kva verknad har den mikrobielle aktivitet i jorda på:  
a) metabolsk nedbryting? b) nedbryting ved kometabolisme eller frie enzym?
19. Kva fordelar og ulemper har herbicid med lang persistens.
20. Under kva forhold kan persistensen av herbicid bli særleg lang?

## VIII. SPØRSMAL

1. Kvifor er det viktig å vite kva som skjer med herbicid i jord?
2. Kva tyder "persistens", og "restar" av herbicid?
3. Kva forhold påverkar graden av adsorbsjon av herbicid i jord?
4. Kvifor har jordherbicid ingen, eller svært dårleg, verknad på myrjord?
5. Kvifor verkar jordherbicid dårlegare ved sprøyting på tørr jordoverflate enn på fuktig?
6. Nemn døme på herbicid som i stor grad blir transportert som gass.
7. Korleis kan ein hindre tap av herbicidgass til atmosfæren?
8. Kva rolle spelar eigenskapar hjå jord og klima for graden av nedvasking av herbicid?
9. Kva for to eigenskapar hjå herbicidmolekyla er særleg avgjerande for kor lett rørlege dei er i jordvatnet.
10. Kva negative og positive fylgjer kan nedvasking av herbicid ha?
11. Nemn herbicid som er sterkt utsette for fotokjemisk nedbryting?
12. Kva andre typar kjemiske reaksjonar kan vere med på å bryte ned eller inaktivere herbicid?
13. Nemn ulike former for mikrobielle reaksjonar.
14. Nemn døme på herbicid som kan brytast ned metabolsk.
15. Forklar kva "adaptasjon" og "lag-fase" er i denne samanheng.
16. Kva former for reaksjonar har normalt størst omfang når det gjeld nedbryting av herbicid i jord?
17. Kva forhold påverkar mikrobiell aktivitet i jord?
18. Kva verknad har den mikrobielle aktivitet i jorda på:  
a) metabolsk nedbryting? b) nedbryting ved kometabolisme eller frie enzym?
19. Kva fordelar og ulemper har herbicid med lang persistens.
20. Under kva forhold kan persistensen av herbicid bli særleg lang?

21. I kva høve er risikoen for herbicid-skade på etterfylgjande grøder særleg stor?
22. Kva bør ein gjere der det er mistanke om skadelege restar av herbicid i jord?
23. Kva rolle spelar mikrofloraen og faunaen i jord?
24. Nemn moglege sideverknader av herbicid på mikroflora og fauna.
25. Kva har eigenskapar hjå sjølve herbicidet, og bruksmåten av herbicidet, å seie når det gjeld risikoen for skadelege sideverknader på mikroflora og fauna?
26. Kva direkte og indirekte verknader kan herbicid ha på mikroflora og fauna i jord eller vatn?
27. Kva andre forhold enn bruk av kjemiske plantevernmiddel kan påverke aktiviteten hjå mikrofloraen?
28. Kva forhold er avgjerande for kor mykje herbicid ulike dyreartar tek opp og lagrar?
29. I Noreg er det i prinsippet forbod mot sprøyting med herbicid på opne vassflater. Kva kan tale for eit slikt forbod?

#### IX. ORDFORKLARING

adaptasjon	tilpassing
adsorbsjon	det at ionar eller molekyl blir dregne inn til og halde fast på overflata til små jordpartiklar (kolloid).
diffusjon	vandring av gassar eller oppløyste emne frå høgare mot lågare konsentrasjonar. D. kjem av varmerørsla hjå molekyla, og fører til utjamning av konsentrasjonsskilnader.
fauna	dyrelivet i eit område eller i ein tidsperiode.
fungicid	kjemisk soppmiddel
fytotoksisitet	plantedrepande evne
herbicid	kjemisk ugrasmiddel
inaktivering	fysisk eller kjemisk omlaging som fører til at herbicidet misser sin verknad overfor plantar.
insekticid	kjemisk insektmiddel
ionebyttekapasitet	evne til å bryte ut bundne ionar med andre ionar.
katalysere	å auke, eller seinke, snøggleiken av kjemisk omlaging.
kolloid	ultramikroskopiske partiklar. Viktige jordkolloid er humus, aluminiumsilikat, hydroksyd av jarn eller aluminium, og kiselsyre.
molluskicid	kjemisk sneglemiddel

nedbryting	spalting av molekyl til mindre eller enklare sambindingar.
nematicid	kjemisk nematodemiddel
persistens	det å vise motstand mot endringar. Her: det å vise motstand mot fysiske eller kjemiske reaksjonar som opphevar verknaden herbicidet har overfor plantar. Også delar av herbicidmolekyl kan ha verknad overfor plantar, og kan vere persistente.
pesticid	kjemisk plantevernmiddel. Omfattar herbicid, insekticid, fungicid, mollusicid, nematicid osv.
restar	her: mengder av herbicid som er att i jorda etter at den tilsikta oppgåva til herbicidet er utført. Ein talar om "restar" også når det gjeld delar av herbicidmolekyl.
reversibel	som kan gå i begge retningar
rhizosfære	rotsone
sigmoid	s-forma
struktur	om jord: måten som einskilde eller samansette jordpartiklar ligg på i høve til kvarandre.
symbiose	samliv mellom to organismar der begge har nytte av samlivet.
tekstur	om jord: samnemning på geometriske eigenskapar ( storleik, form, retningsplassering) til partiklar.



## X. LITTERATUR

- Andren, O. & E. Steen 1978. Bekämpingsmedlens innverkan på markens organismer. 1. Djurlivet. Statens Naturvårdsverk PM 1082, 95 s.
- Bailey, G.W. & J.L. White 1964. Review of adsorption and desorption of organic pesticides by soil colloids, with implications concerning pesticide bioactivity. J. Agr. Food Chem. 12, 324.
- Crosby, D.G. 1976. Nonbiological degradation of herbicides in the soil. In: Audus, L.J. 1976 (ed.). Herbicides. Physiology, biochemistry, ecology. Vol. 2. Academic Press. London. ISBN 0-12-067702-4. 564 pp.
- Edwards, C.A. & A.R. Thompson 1973. Pesticides and the soil fauna. Res. Rev. 45, 1-80.
- Erlandsen, T. 1984 pers. med. Statens plantevern. Ugrasbiologisk avdeling, As-NLH.
- Fiveland, T.J. 1980. Rester av linuron, prometryn, metribuzin og metazol i planter, og nedbryting i jord i Sør- og Nord-Norge. Fortrykk, nordisk plantevernkonferanse. 248-262.
- Hurle, K. 1982. Untersuchungen zum Abbau von Herbiziden in Boden. Acta Phytomedica. 8. Supplements to Journal of Phytopathology. 120 pp.
- Krogh, T. & B. Hareide 1982. Bruk av glyfosat i nedbørfelt til drikkevannskilder. I: Alt om glyfosat. Særtrykk av Norsk Skogbruk, nr. 9 og 11, 7s.
- Landbruksdepartementets giftnemnd 1982. Risikoene ved å sprøyte med glyfosat. I: Alt om glyfosat. Særtrykk av Norsk Skogbruk nr. 9 og 11, 4-5.
- Ljunggren, H. & A. Mårtensson 1980. Herbicidens effekt på balvæxtsybiosen. I: Ogräs och ogräsbekämpning. 21:a Svenska ogräskonferansen. 1. Rapporter, s.I 9-16.
- Lode, O. 1973. Innverknad av mikroorganismer på herbicid. Symposium om miljøvirkninger av pesticider og enkelte beslektede stoffer. Norges Landbruksvitenskapelege forskningsråd, s.69-77.
- Lode, O. 1980. Verknad av jord og klima på herbicidpersistens. Fortrykk, nordisk plantevernkonferanse. 210-222.
- Lode, O. 1985. Plantevernmiddel - drikkevasskjelder. Statens plantevern, Ugrasbiologisk avdeling. Stensiltrykk nr. 68, 15 s.
- Lode, O. 1985 upublisert. Statens plantevern. Ugrasbiologisk avdeling. As-NLH.

- Lode, O. & R. Skuterud 1983. EPTC persistence and phytotoxicity influenced by pH and manure. *Weed Res.*, 23, 19-25.
- Lund-Hsie, K. & H. Friestad 1984. Fotodekomponering av glyfosat i vann - foreløpige resultater. Statens plantevern, Ugrasbiologisk avdeling. Særtrykk nr. 61, 13 s.
- McEwen, F.L. & G.R. Stephenson 1979. The use and significance of pesticides in the environment. John Wiley & Sons, New York. ISBN 0-471-03903-9. 538 pp.
- Nilsson, H. 1982. Persistens and movements of herbicides in arable soil. I: Ogras och ograsbekämpfung. 23 rd. Swedish Weed Conf. Vol. 2. Reports, 400-407.
- Nilsson, H.; V. Stecko; A. Svensson & L. Torstensson 1984. Herbicidens persistens i marken. I: Ograsnyckeln. Aktuellt från Lantbruksuniversitetet 287. Uppsala, 69-76.
- Obien, S.R. 1970. Ph. D. Thesis, Univ. of Hawaii, Honolulu. Ikkje sett, sitert etter Lode 1980.
- Robson, T.O.; P.R.F. Barrett & D.H. Spencer-Jones 1982. The control of aquatic weeds. In: Roberts, H.A. 1982 (ed.). *Weed Control Handbook: Principles*, seventh edition. Brit. Crop. Prot. Council, Blackwell Scientific Publications, Oxford, 438-448.
- Solbakken, E.; H. Hole ; O. Lode & T.A. Pedersen 1982. Trifluralin persistence under two different soil and climatic conditions. *Weed Research*. 22, 319-328.
- Stark, J. & L. Torstensson 1984. Klimatfaktorers innverkan på den mikrobiella nedbryttingskapasiteten for 2,4-D och glyfosat. NJF-seminar nr. 58: Klimatfaktorers innverkan på herbicidernas effekt. Foredrag nr. 15, 8 s.
- Torstensson, L. 1979. Bekämpningsmedelns innverkan på markens organismer. 2. Mikroorganismer. Statens Naturvårdsverk PM 1208, 152 s.
- Torstensson, L. 1980. Mikroorganismernas roll vid nedbrytning av herbicider. Fortrykk, nordisk plantevernkonferanse, 197-209.
- Torstensson, L. & E. Ståde 1976. Effekter av några herbicider på markmikroorganismer och på symbiosen mellan Rhizobium och leguminoser. Ogras och ograsbekämpfung. 17:e svenska ograskonferansen. 1. Foredrag. K 6-11.
- Walker, A.; G.G. Briggs; M.P. Greaves; R.J. Hance & A.R. Thompson 1982. Herbicides in soil. In: Roberts, H.A. 1982 (ed.). *Weed Control Handbook: Principles*, seventh edition. Crop Prot. Council, Blackwell Scientific Publications, Oxford, 87-105.

+++++

## Anna nyttig litteratur

- Alexander, M. 1977. Introduction to soil mikrobiology. Second edition. John Wiley & Sons, London. ISBN 0-471-02179-2. 467 pp.
- Anderson, W.P. 1983. Weed Science: Principles. Second edition. West Publishing Company, New York. ISBN 0-314-69632-6. 655 pp.
- Audus, J.L. 1976 (ed.). Herbicides. Physiology, biochemistry, ecology. Vol. 2. Academic Press, London. ISBN 0-12-067702-4. 564 pp.
- Roberts, H.A. 1982 (ed.). Weed Control Handbook: Principles. Brit. Crop. Prot. Counc., Blackwell Scientific Publication. ISBN 0-632-01018-5. 533 pp.