



DJF rapport

Februar 2001

Nr. 41 • Markbrug



18. Danske Planteværnskonference II

18th Danish Plant Protection Conference II

**Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri
Danmarks JordbruksForskning**

18. Danske Planteværnskonference II

18th Danish Plant Protection Conference II

Det Kongelige Danske Landbrugsselskab
Det Danske Jordbruksforskningscenter
Danmarks JordbrugsForskning

DKLJ, DFLC og DjF er medlemmer af Det Danske Landbruksråd

DKLJ, DFLC og DjF er medlemmer af Det Danske Jordbruksråd

DKLJ, DFLC og DjF er medlemmer af Det Danske Jordbruksråd

DKLJ, DFLC og DjF er medlemmer af Det Danske Jordbruksråd

DKLJ, DFLC og DjF er medlemmer af Det Danske Jordbruksråd

DKLJ, DFLC og DjF er medlemmer af Det Danske Jordbruksråd

DKLJ, DFLC og DjF er medlemmer af Det Danske Jordbruksråd

DKLJ, DFLC og DjF er medlemmer af Det Danske Jordbruksråd

DKLJ, DFLC og DjF er medlemmer af Det Danske Jordbruksråd

DKLJ, DFLC og DjF er medlemmer af Det Danske Jordbruksråd

DKLJ, DFLC og DjF er medlemmer af Det Danske Jordbruksråd

DKLJ, DFLC og DjF er medlemmer af Det Danske Jordbruksråd

DKLJ, DFLC og DjF er medlemmer af Det Danske Jordbruksråd

DKLJ, DFLC og DjF er medlemmer af Det Danske Jordbruksråd

DKLJ, DFLC og DjF er medlemmer af Det Danske Jordbruksråd

DJF rapport Markbrug nr. 41 • februar 2001

Udgivelse:

Danmarks JordbrugsForskning Tlf. 89 99 19 00
Forskningscenter Foulum Fax 89 99 19 19
Postboks 50
8830 Tjele

Løssalg:

(inkl. moms)

t.o.m. 50 sider

50,- kr.

t.o.m. 100 sider

75,- kr.

over 100 sider

100,- kr.

Abonnement:

Afhænger af antallet af tilsendte rapporter,
men svarer til 75% af løssalgsprisen.

Forsidefoto:

Henny Rasmussen

Indholdsfortegnelse

Udvaskning af pesticider fra marker med kendt sprøjtepraksis

Leaching of pesticides from fields with spray records

Niels Henrik Spliid 5

Udvaskning af isoproturon i lysimeterforsøg

Leaching of isoproturon – a lysimeter study

Inge S. Fomsgaard, Niels Henrik Spliid & Gitte Felding 21

Modellering af tørdeposition af gasformige pesticider til vandløb

Modelling of the dry deposition of gaseous pesticides to streams

Willem A.H. Asman 41

Pesticidforurenninger på og under vaske- og fyldepladser for sprøjter

Pesticide pollution on and below sites used for mixing and loading

Arne Helweg, Mette Rabølle, Henrik Bay, Hans Peter Birk Hansen,

Alex Sonnenborg & Lars Stenvang 51

Landbruget og beskyttelse af grundvandet med zonering

Agriculture and ground water protection zone

Richard Thomsen 63

Koncept for Udpegnings af Pesticidfølsomme Arealer (KUPA)

Concept for appointing areas vulnerable to pesticides

Heidi Christiansen Barlebo 73

Miljøstyrelsens vurdering og godkendelse af glyphosat

The Danish EPA's assessment and approval of glyphosate

Steen Marcher 81

Fate of Tribenuron Methyl in the Environment –

Lab and Field Studies

Tribenurons skæbne i miljøet – Laboratorie- og feltstudier

H. J. Strek, D. L. Ryan, S. L. Trabue & Line Petersen 93

Etisk vurdering af genetisk modificerede afgrøder

Ethical assessment of genetically modified crops

Peter Sandøe, Kathrine Hauge Madsen & Jesper Lassen 107

Global market effects of GMOs: The importance of consumer preferences and policy choices Globale markedseffekter af GMO'er: Betydningen af forbrugernes reaktioner og valget af politik <i>Chantal Pohl Nielsen</i>	121
Isolation, characterization and functional analysis of cereal homologues to the Beta procumbens nematode resistance gene Hs1^{pro1} Isolering, karakterisering og funktionel analyse af cereale homologer til Beta procumbens (Vild roe) nematoderesistens gen Hs1 ^{pro1} <i>Søren Borg, Christopher Taylor & Preben Bach Holm</i>	141
Danske erfaringer med genetisk modificerede herbicidresistente afgrøder Danish experiences with genetically modified herbicide resistant crops <i>Kathrine Hauge Madsen, Per Kudsk, Peder Elbæk Jensen, Christian Haldrup & Lars Skovbæk Jensen</i>	145
Økologisk risikovurdering af genetisk modificerede planter Ecological risk assessment of genetically modified plants <i>Gösta Kjellsson, Morten Strandberg & Christian Damgaard</i>	157
Environmental risks of insect-tolerant transgenic plants Miljømæssige risici ved transgene planter med modstandsdygtighed overfor insekter <i>Gabor L. Lövei, Gisela Felkl, Henrik F. Brødsgaard & Lars M. Hansen</i>	171

Udvaskning af pesticider fra marker med kendt sprøjtepraksis

Leaching of pesticides from fields with spray records

Niels Henrik Spliid

Danmarks JordbrugsForskning

Afdeling for Plantebeskyttelse

Forskningscenter Flakkebjerg

DK-4200 Slagelse

Summary

During two winter seasons, 1998/99 and 1999/2000 drainage water was sampled each fortnight from four fields with recorded pesticide application and analyzed for a range of pesticides which were used on the fields. Two of the fields, Gyldenholm and Falkerslev in Zealand and Falster were each equipped with three vertical stainless steel tubes with screens in 1 meter depths. Two fields at the research farm Silstrup in Northern Jutland were equipped with traditional tile drains, which solely drained the specific fields.

Isoproturon, which after 1999 no longer is allowed, was the most frequently found pesticide in the drainage water. Pendimethalin was another compound frequently found but in lower concentrations.

In drainage water from a field at Silstrup the active ingredients bentazone and propyzamide appeared in the drainage water at the next sampling after treatment and during the following months. The highest concentration levels were 1.33 and 2.84 $\mu\text{g/L}$, respectively.

Phenoxyacid herbicides which were detected at concentration levels up to 0.34 $\mu\text{g/L}$ in an earlier study ten years ago appeared no longer in the drainage water.

Indledning

Udvaskningsrisikoen ved brug af pesticider vurderes bedst ved undersøgelser af jordvand, drænvand eller det overfladenære grundvand. Fund af pesticider i vand tæt på jordoverfladen kan relateres til den praksis, der har fundet sted i den umiddelbare nærhed af udtagningsstedet. Der er i Danmark kun foretaget et begrænset antal undersøgelser, der har forsøgt at påvise en eventuel sammenhæng mellem dyrkningspraksis og forekomst i det overfladenære jordvand/grundvand. I grundvandsovervågningsprogrammet er der dog overfladenære filtre 1,5 meter under terræn. I landovervågningsoplændene er der i NOVA 2003-programmet medtaget pesticider i jord- og drænvand (Miljø- og Energiministeriet, 2000).

I perioden 1989 til 1991 undersøgte det daværende Statens Planteavlsforsøg blandt andet udvaskningen af phenoxytsyrer fra lerede marker ved Falkerslev på Falster og Gyldenholm i Vestsjælland og tre andre lokaliteter. Der blev indsamlet oplysninger om afgrøder og pesticidanvendelse, og i vinterhalvåret blev der udtaget vandprøver fra lodrette

rustfrie stålør, der var sat ned i markerne. Der blev påvist udvaskning af phenoxyssyrer fra de undersøgte marker (Felding, 1995, 1996). Anvendelse af phenoxyssyrer blev stærkt begrænset i 1997.

Med nærværende projekt har Danmarks JordbrugsForskning ønsket at genoptage drænvandsundersøgelsen fra 1989 for at belyse om ophør af phenoxyssyreanvendelsen har betydet ophør af forekomsten i vand udtaget fra drænvandsdybde, eller om der stadig er en phenoxyssyrepulje indlejret i lermetricen, der kan udvaskes til drænvandsdybde. Desuden har det været målet med projektet at undersøge udvaskelighed af pesticider, der i dag benyttes i plantebeskyttelsen. Isoproturon blev indtil 1999 anvendt til efterårsbehandlinger af vinterafgrøder med et årligt salg på 541 tons i 1997 (Miljøstyrelsen, 2000). Isoproturon og bentazon hører til de pesticider, der betragtes som potentielt udvaskelige. Fund er beskrevet i danske og udenlandske undersøgelser (Spliid og Koppen, 1998; Stockmarr, 2000; Fielding *et al.*, 1991).

På baggrund af oplysninger om anvendte sprøjtemidler på de marker, der har indgået i undersøgelsen, er der udviklet nye analysemetoder med programmer, der er tilpasset den pesticidanvendelse, der nu finder sted.

Ud over de tidligeundersøgte marker ved Falkerslev og Gyldenholm med lodrette prøvetagningsrør, blev det valgt at medtage marker fra Danmarks JordbrugsForskning forsøgsgård ved Silstrup i Nordjylland. Der er her ligeledes tale om en lerjord, men prøvetagningen er foretaget ved drænvandsudløbene fra de to marker, der er traditionelt drænede, men hvor hvert drænvandsudløb kun repræsenterer den enkelte mark. Den samlede undersøgelse er udførligt beskrevet i Spliid og Stenvang (in. prep).

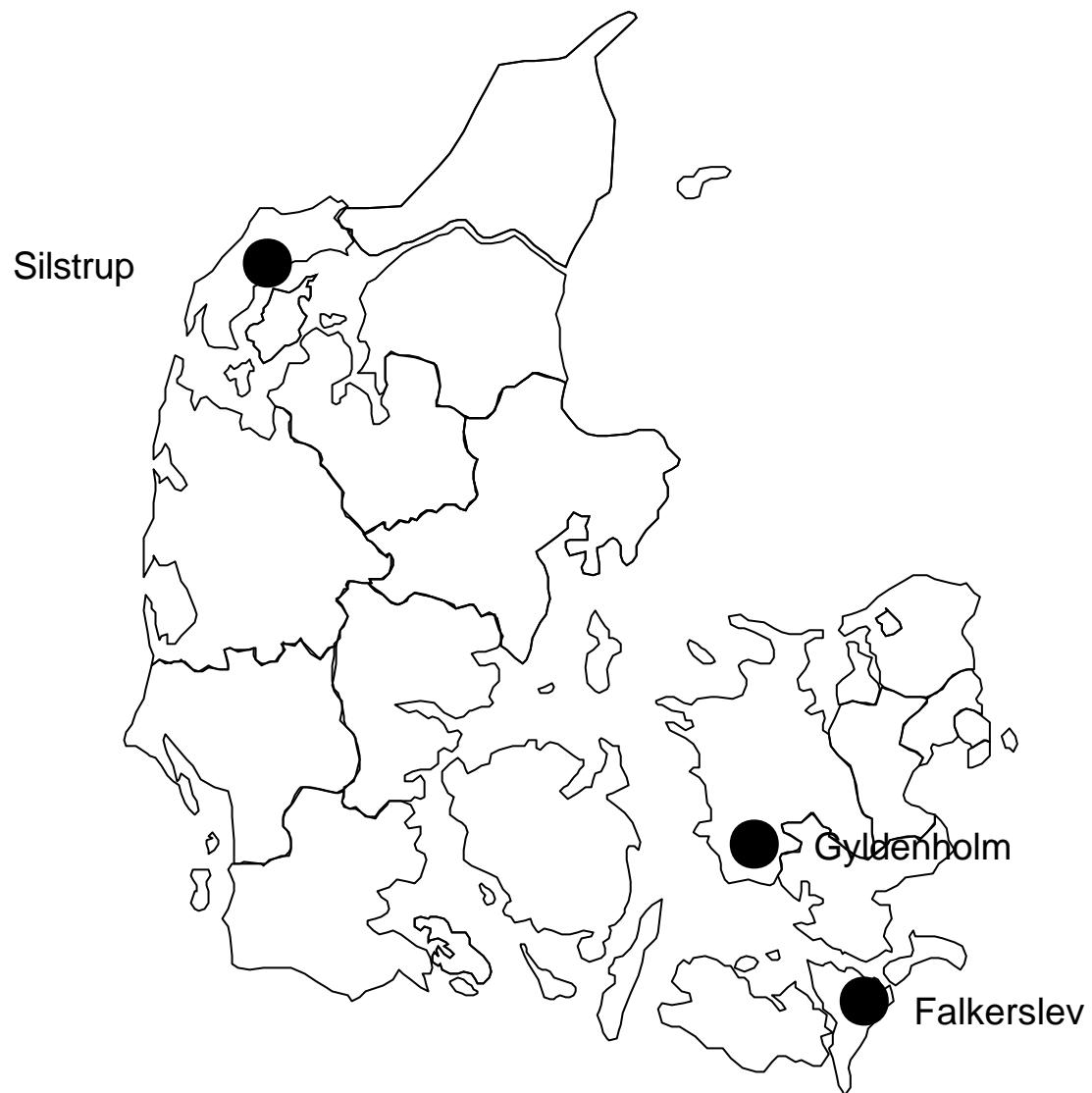
Metoder

Lokaliteter, installationer og dyrkningspraksis

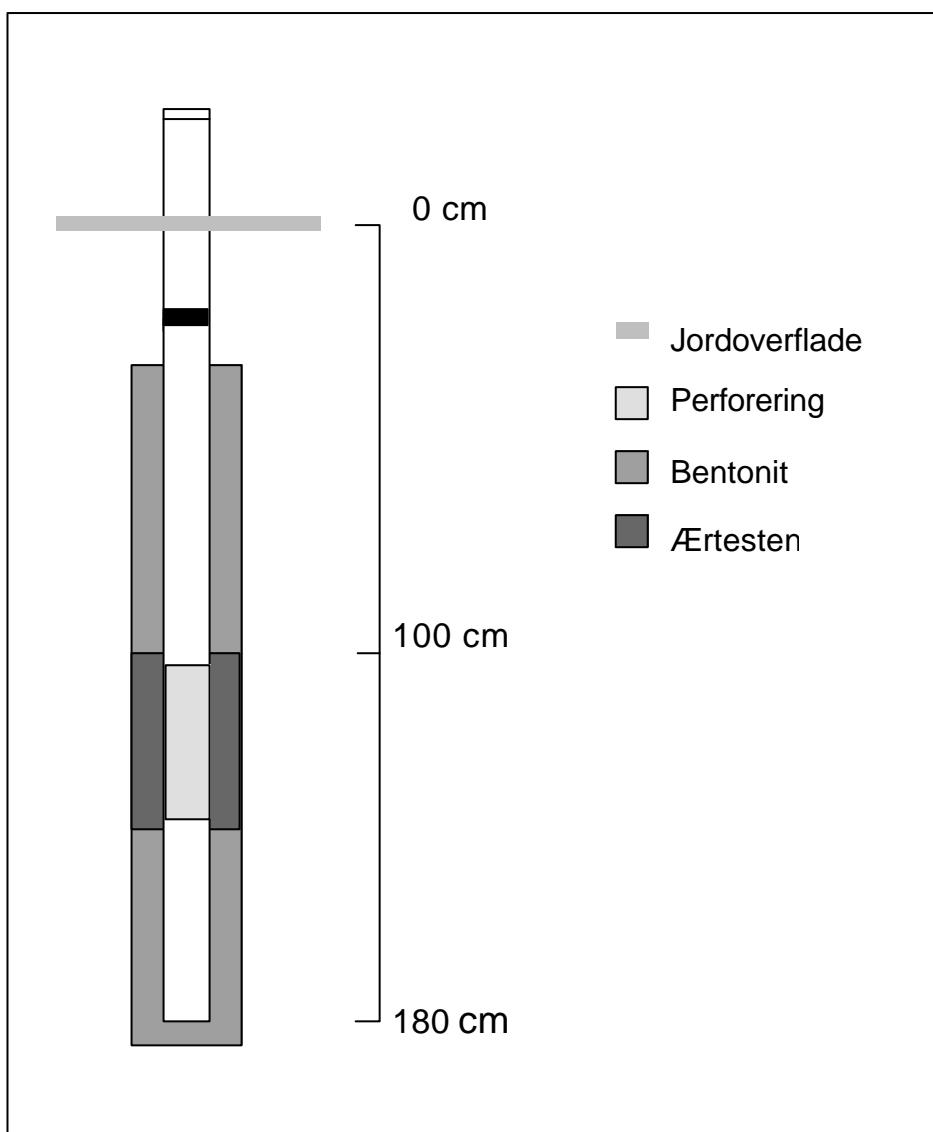
Der indgik 4 marker i undersøgelsen. Falkerslev og Gyldenholm som også var med i en tidligere undersøgelse foretaget af Statens Planteavlsforsøg omkring 1990 (Felding, 1996). Desuden er der medtaget to marker fra Danmarks JordbrugsForskning forsøgsgård i Silstrup ved Thisted, se figur 1.

På de to lokaliteter, Falkerslev og Gyldenholm, blev der på hver mark i forbindelse med det tidlige drænvandsprojekt installeret 3 rustfri stålør placeret i en trekant med nogle få hundrede meter i mellem. Stålørret, der er afbildet i figur 2, består af et 150 cm langt rør, hvorpå der kan monteres et forlængerrør på 50 cm. Rørets diameter er 8 cm. I en dybde på 100 til 130 cm under terræn, er stålørret forsynet med huller, så jordvand kan trænge ind i røret, når jorden er vandmættet. Ud for hullerne er der pakket med ærtesten, mens der i øvrigt er pakket med bentonit for at hindre nedsvivning af vand fra jordoverfladen langs med røret. I reservoaret under hullerne rummer røret ca. 2 l. Rørdesignet er fra Bayer i Monheim, Tyskland (figur 2.) (JH Jarczyk, 1986, pers. comm.). Om sommeren er forlængerrøret afmonteret, og røret er lukket med et skruelåg. Ovenpå dette er der anbragt en kraftig magnet, så røret fra jordoverfladen kan lokaliseres med en metaldektor. Når markarbejdet er slut i

efteråret, og jorden begynder at blive vandmættet lokaliseres rørene, forlængerrørene monteres, og der kan udtages vandprøver med en vandhenter, der er fremstillet af rustfrit stål og teflon.



Figur 1. Danmark med undersøgelseslokaliteterne Falkerslev, Gyldenholm og Silstrup.
Map of Denmark with the three locations for the investigation.



Figur 2. Rustfrit stålrør med forlængerrør filtersat i godt 1 meters dybde. Stainless steel tube with screen in 1 meter depth for water sampling.

Drænvandssystemet på de to marker på Silstrup er traditionelt opbygget og etableret i 1966. Drænrørene er afskårne, så de kun opsamler drænvand fra de enkelte marker.

Falkerslev er beliggende ved Horbelev på Falster. Arealet er på ca. 5 ha. Der er tale om en JB7 lerjord. Humusindholdet i pløjelaget er 2,2%. I tabel 1 er vist afgrøder med så- og høsttidspunkter samt datoer for sprøjtebehandlinger med angivelse af produkt og dosering.

Tabel 1. Afgrøder og pesticidbehandlinger på Falkerslev marken. Crop and pesticide treatments at the Falkerslev site.

Afgrøde Crop	Sprøjtedato Spraying date	Produkt Product	Aktivstof Active ingredient	Mængde Dose g/ha
Vinterhvede (Ritmo) Sået: 970924 Høst: 980816	980428	Express	Tribenuron-methyl	1,5 tablet
	980428	Starane 180	Fluroxypyrr *	90
	980428	Rival	Fenpropimorph *	187,5
			Prochloraz *	112,5
	980428	CCC	Chlormequat-chlorid	350
	980612	Amistar	Azoxystrobin *	70
	980612	Tilt Mega	Fenpropimorph *	56,3
			Propiconazol *	19
		Cypermetrin	Cypermethrin	12
	980612	Starane	Fluroxypyrr *	72
Vinterhvede (Ritmo) Sået: 980929 Høst: 1999	990429	Express	Tribenuron-methyl	1,5 tablet
	990429	Starane 180	Fluroxypyrr *	72
	990429	Corbel	Fenpropimorph *	187,5
	990521	Corbel	Fenpropimorph *	150
	990615	Amistar	Azoxystrobin *	62,5
	991011	IPU	Isoproturon *	500
	Vinterhvede Sået: 990927	Stomp Express	Pendimethalin *	400
			Tribenuron-methyl	0,4 tablet

*): Indgik i analyseprogrammet.

Gyldenholm er beliggende ved Fladholte på Midtsjælland. Arealet er på 44 ha og jorden er klassificeret som en JB6 til JB7 lerjord. Humusindholdet i pløjelaget er 2,2%. I tabel 2 er afgrødevalg, sprøjtebehandlinger med middel og dosering samt så- og høsttidspunkter opstillet.

Tabel 2. Afgrøder og pesticidbehandlinger på Gyldenholm marken. Crop and pesticide treatments at the Gyldenholm site.

Afgrøde Crop	Sprøjtedato Spraying date	Produkt Product	Aktivstof Active ingredient	Mængde Dose g/ha
Vinterraps	970814	Devrinol Combi	Napropamid *	570
Sået: 970814			Trifluralin	720
Høst: 980803	970915	Sumi-Alfa	Esfenvalerat	10
	980511	Sumi-Alfa	Esfenvalerat	15
		Derosal	Carbendazim *	361
Hvede	981004	Stomp	Pendimethalin *	500
Sået: 980913		Tolkan	Isoproturon *	500
Høst: 990825	990503	CCC	Chlormequat-chlorid	700
		Mentor	Kresoximmethyl *	30
	990615	Amistar	Fenpropimorph *	60
		Folicur	Azoxystrobin *	87,5
		Mavrik	Tebuconazol *	25
			Tau-fluvalinat	16,8
Hvede	991006	Arelon	Isoproturon *	625
		Stomp	Pendimethalin *	625

*): Indgik i analyseprogrammet.

Silstrup-jorden er en JB 7 lerjord med et humusindhold på 3%. Silstrup mark 22 (11.2) er på 4,36 ha og er drænet til drænbrønd 28. Tabel 3 viser afgrøder og pesticidbehandlinger.

Tabel 3. Afgrøder og pesticidbehandlinger på Silstrup mark 22. Crop and pesticide treatments at the Silstrup field 22.

Afgrøde Crop	Sprøjtedato Spraying date	Produkt Product	Aktivstof Active ingredient	Mængde Dose g/ha
Vårbyg (Bartok)	980518	Express	Tribenuron-methyl	3,75
Sået: 980401				
Høst:				
Markært (Agadir)	990526	Stomp SC	Pendimethalin *	300
Sået: 990421	990526	Basagran MCPA	Bentazon *	125
Udlæg: Ital.rajgræs			MCPA *	37,5
Ensilage: 990729	990806	Round-Up	Glyphosat	720
Lucerne (Daisy)	991111	Kerb	Propyzamid *	400
Sået: 990818				

*): Indgik i analyseprogrammet.

Silstrup mark 23 er på 6,9 ha og er drænet til drænbrønd 27. Tabel 4 viser afgrøder og pesticidbehandlinger.

Tabel 4. Afgrøder og pesticidbehandlinger på Silstrup mark 23. Crop and pesticide treatments at the Silstrup field 23.

Afgrøde Crop	Sprøjtedato Spraying date	Produkt Product	Aktivstof Active ingredient	Mængde Dose g/ha
Andenårs kløvergræs	971021	IPU, 1	Isoproturon *	500
Hvede (Ritmo)	971021	Stomp, 1,5	Pendimethalin *	600
Sået: 970923	980529	Bravo, 0,2	Chlorothalonil	?
Høst: 980902	980529	Tilt EC, 0,1	Propiconazol *	25
	980619	Tilt Top, 0,5	Propiconazol *	62,5
			Fenpropimorph *	187,5
Hvede (Ritmo)	990420	Express	Tribenuron-methyl	4,7
Sået: 981005	990420	Oxitril	Ioxynil *	80
Høst: 990825			Bromoxynil *	80
Stubharvning:	990625	Express	Tribenuron-methyl	3,8
990831 og 991022	990805	Round-Up	Glyphosat	720

*): Indgik i analyseprogrammet.

Prøvetagning og kemisk analyse

Ved hver prøvetagning ved Falkerslev og Gyldenholm blev grundvandstanden bestemt. Derefter blev tragt og flaske skyllet med vand fra røret. Der blev udtaget 1- 2 1 vandprøve. Røret blev tømt, og vandhenter og tragt blev skyllet med rent laboratorievand. Røret blev herefter lukket igen. I vinterhalvåret er der udtaget prøver med fjorten dages interval.

Tabel 5. Analyseprogram og ioniseringsmetodik. Analysis programme and ionisation methodologies.

Komponent	Ionisering	Komponent	Ionisering
2,4-D	ESI- negativt mode	Ioxynil	ESI- negativt mode
6-hydroxybentazon	ESI- negativt mode	Isoproturon	ESI- positivt mode
8-hydroxybentazon	ESI- negativt mode	Kresoxim-methyl	ESI- positivt mode
Azoxystrobin	ESI- positivt mode	MCPA	ESI- negativt mode
Bromoxynil	ESI- negativt mode	Mechlorprop	ESI- negativt mode
Carbendazim	ESI- positivt mode	Napropamid	ESI- positivt mode
Dichlorprop	ESI- negativt mode	Pendimethalin	APCI- positivt mode
Fenpropimorph	APCI- positivt mode	Prochloraz	ESI- positivt mode
Fenprop.- acid	APCI- positivt mode	Propiconazol	ESI- positivt mode
Fluroxypyr	ESI- negativt mode	Propyzamid	ESI- positivt mode

Omkring 1. april er de sidste vandprøver udtaget, forlængerrøret er afmonteret, og selve røret med magnet er dækket til. Vandprøverne er udtaget i 2 sæsoner, vinter 1998/1999 og 1999/2000.

Drænvandet fra de to marker på Silstrup forsøgsstation løb til to drænvandsbrønde, hvor det var muligt direkte at udtagte vandprøver ved udløbet af drænrørene. Der blev udtaget prøver med fjorten dages interval og fra første udtagning i oktober 1998 til 1. april 2000 var der vand i drænene, også hen over sommeren ved de fleste prøvetagningsrunder. Ved modtagelsen på laboratoriet blev vandprøverne frosset ned til senere analyse.

I laboratoriet blev vandprøven suget gennem en fastfasekolonne, hvorefter de tilbageholdte stoffer kunne elueres med organisk opløsningsmiddel. Dette blev inddampet i frysecentrifuge, hvorefter prøven blev genopløst i egnet opløsningsmiddel. Stofferne separeredes ved HPLC og detekteredes og kvantificeredes ved massespektrometri efter ionisering med electrospray (ESI) eller atmospheric pressure chemical ionisation (APCI). Metoderne er beskrevet i (Spliid og Koppen, 1998; Spliid, in press).

Analyseprogrammet har omfattet de pesticider og nedbrydningsprodukter, der er opgjort i tabel 5. I tabellen er ligeledes anført, om komponenten er detekteret ved ESI-positivt, negativt eller APCI positivt mode. En del af de medtagne komponenter har ikke været inkluderet i programmet ved analyse af samtlige vandprøver, men kun ved de vandprøver fra marker, hvor stoffet har været brugt. Detektionsgrænsen for de analyserede stoffer har været 0,01 ? g/l.

Resultater og diskussion

Der indgik i alt 200 vandprøver i undersøgelsen af de fire marker. Analyseprogrammet omfattede 20 pesticider og nedbrydningsprodukter, der har været anvendt på markerne. Tabel 6 viser hvilke stoffer, der er blevet fundet, antallet af prøver og de maksimale koncentrationer.

Tabel 6. Pesticidkemikalier, der er detekteret, de maksimale koncentrationer og antallet af vandprøver med indhold ud af det samlede antal analyser fra marken. Detected pesticides, maximum concentrations and number of findings/water samples analyzed.

Pesticid	Maksimalt indhold ? g/l	Lokalitet (antal fund/antal prøver)
Azoxystrobin	0,024	Falkerslev (4/64)
Fenpropimorph	0,021	Silstrup mark 23 (1/32)
Fenpropimorphic-acid	0,33	Falkerslev (29/64)
	0,026	Silstrup mark 23 (2/32)
Fluroxypyr	1,23	Falkerslev (3/64)
Isoproturon	2,56	Falkerslev (24/64)
	1,31	Gyldenholm (21/67)
	0,076	Silstrup mark 23 (1/32)
Mechlorprop	0,023	Silstrup mark 22 (2/37)
Napropamid	0,018	Gyldenholm (1/67)
Pendimethalin	0,36	Falkerslev (8/64)
	0,40	Gyldenholm 16/67)
Propiconazol	0,045	Falkerslev (17/64)
	0,031	Gyldenholm (2/67)
Bentazon	1,33	Silstrup mark 22 (18/37)
	0,19	Silstrup mark 23 (9/32)
Propyzamid	2,84	Silstrup mark 22 (9/37)
	0,55	Silstrup mark 23 (8/32)

En række af de pesticider, der var brugt på markerne, var det ikke muligt at medtage i analyseprogrammet. I tabel 7 er det opgjort hvilke af de anvendte midler, der ikke blev inkluderet i analysepakken med nogle begrundelser for fravalget.

Tabel 7. Anvendte, men ikke analyserede pesticider. Pesticides used but not included in the analysis scheme.

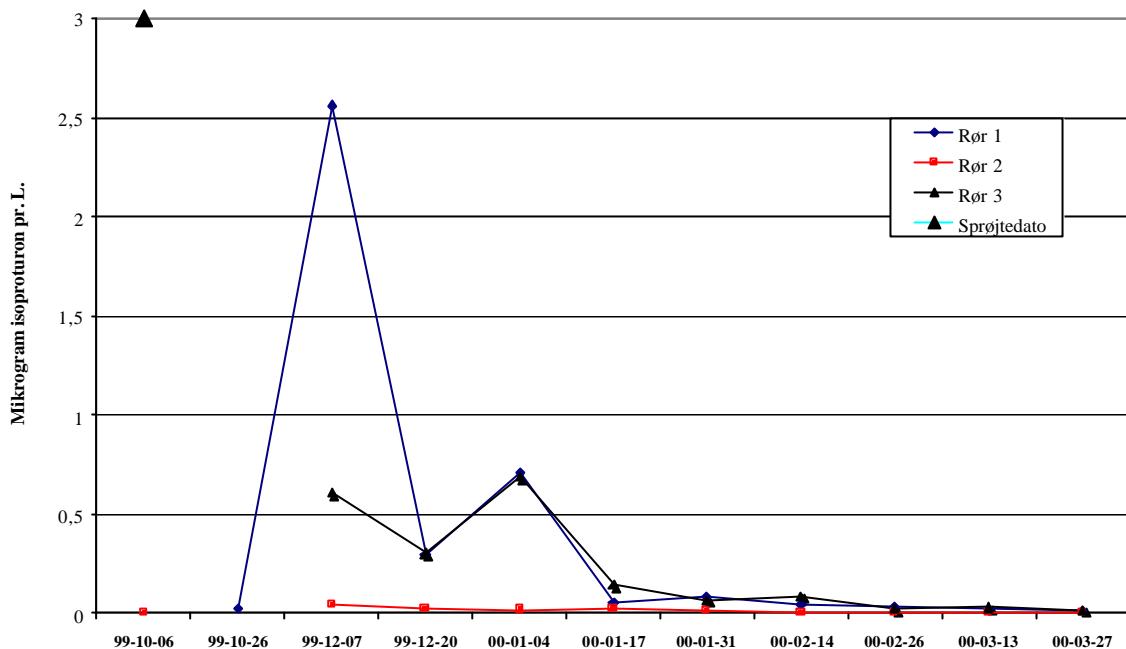
Pesticid	Årsager til analysefravalg
Tribenuron-methyl	Let nedbrydeligt lavdosismiddel. Separat analysemetode.
Cypermethrin	Insekticid på marker med fuldt plantedække. Separat analysemetode.
Chlormequat-chlorid	Kraftig binding til jord. Separat analysemetode.
Triadimenol	Skønnes immobil.
Tridemorph	Skønnes immobil. Separat analysemetode.
Chlorothalonil	Separat analysemetode. Skønnes immobil.
Ethephon	Separat analysemetode. Let nedbrydelig.
Mepiquat	Kraftig binding til jord. Separat analysemetode.
Trifluralin	Skønnes immobil. Separat analysemetode.
Esfenvalerat	Insekticid på marker med fuldt plantedække. Separat analysemetode.
Tau-fluvalinat	Anvendes med høj grad af plantedække i lav dosis (aktuelt 16,8 g pr. ha.).
MCPB	Kun anvendt i et enkelt tilfælde halvandet år før første prøvetagning.

Nedenfor gennemgås resultaterne fra de enkelte marker.

Falkerslev

Første prøvetagning fandt sted den 6. november 1998, hvorefter der blev udtaget prøver hver 14. dag indtil den 26. marts 1999, hvor prøvetagningsrørene blev lukket af. Prøvetagning forløb i vinteren 1999/2000 fra den 12. oktober 1999 til den 27. marts 2000, ligeledes med 14 dages interval med udtagninger fra de tre rør sat i marken. 64 prøver er analyseret fra de tre prøvetagningsrør i marken.

Der har i hele perioden været dyrket vinterhvede, og marken er fra 1997 til 1999 blevet behandlet med 12 forskellige aktivstoffer, hvoraf der er blevet analyseret for de 9 (tabel 1). Af disse er de 6 blevet detekteret. Isoproturon og fluroxypyrr forekom i koncentrationer over 1 ?g/l, mens pendimethalin og fenpropimorphic acid forekom i niveauer over 0,1 ?g/l. Af de tre ikke detekterede pesticider er de to ikke blevet anvendt i 1998 og 1999, hvor der blev taget prøver. Figur 3 viser de påviste koncentrationer af isoproturon i perioden efter sprøjtning.



Figur 3. Behandlingstidspunkter og fund af isoproturon ved Falkerslev. Variation mellem prøvetagningsrør. Treatments and findings of the pesticide isoproturon at the Falkerslev site. Variation among sampling tubes.

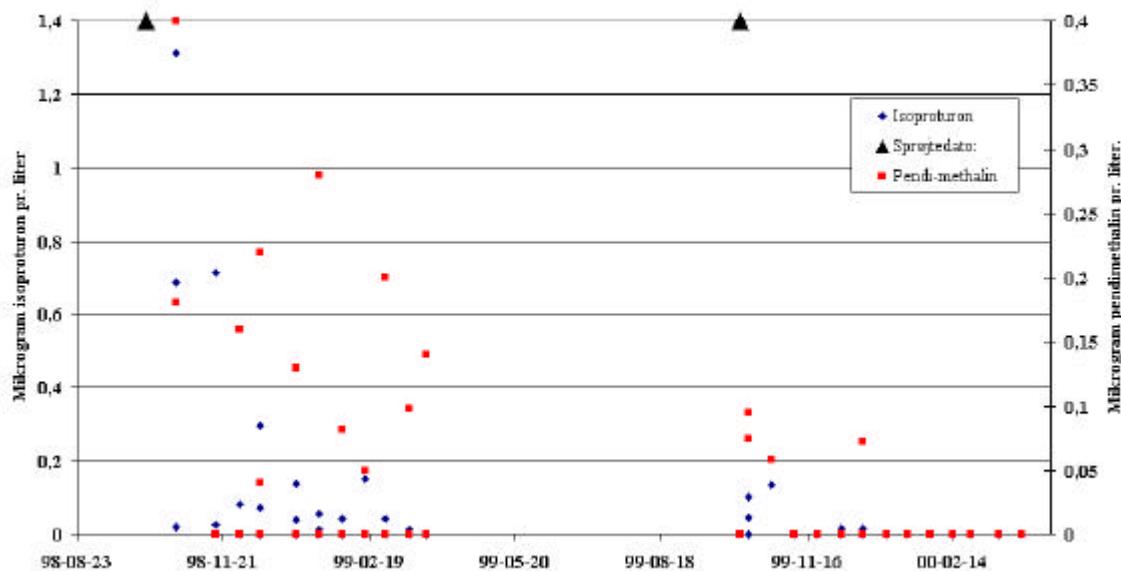
Gyldenholm

Første prøvetagning ved Gyldenholm blev foretaget den 23. oktober 1998 med efterfølgende prøvetagninger hver 14. dag frem til den 26. marts 1999. Næste udtagning startede den 11. oktober 1999 og fortsatte med 14 dages interval frem til den 27. marts 2000, hvorefter forlængerrørene blev fjernet, og prøvetagningsrørene blev proppet til. Der er analyseret 67 vandprøver fra marken.

Marken er fra 1995 til 1999 blevet behandlet med 20 forskellige aktivstoffer (se tabel 2), hvoraf der er blevet analyseret for de 9. 4 pesticider blev detekteret, heraf isoproturon over 1 ?g/l og pendimethalin over 0,1 ?g/l. Napropamid, der kun blev fundet i et enkelt rør ved første prøvetagning, var kun anvendt i 1997. Carbendazim, kresoxim-methyl og tebucinazol blev ikke detekteret.

Ioxynil og mechlorprop, der ligeledes ikke blev detekteret, har ikke været anvendt siden 1995 på marken.

Figur 4 viser behandlinger med isoproturon og pendimethalin og fund af stofferne i de udtagne vandprøver.



Figur 4. Behandlingstidspunkter og fund af isoproturon og pendimethalin ved Gyldenholm. Treatments and findings of the pesticides isoproturon og pendimethalin at the Gyldenholm site.

Silstrup, mark 22

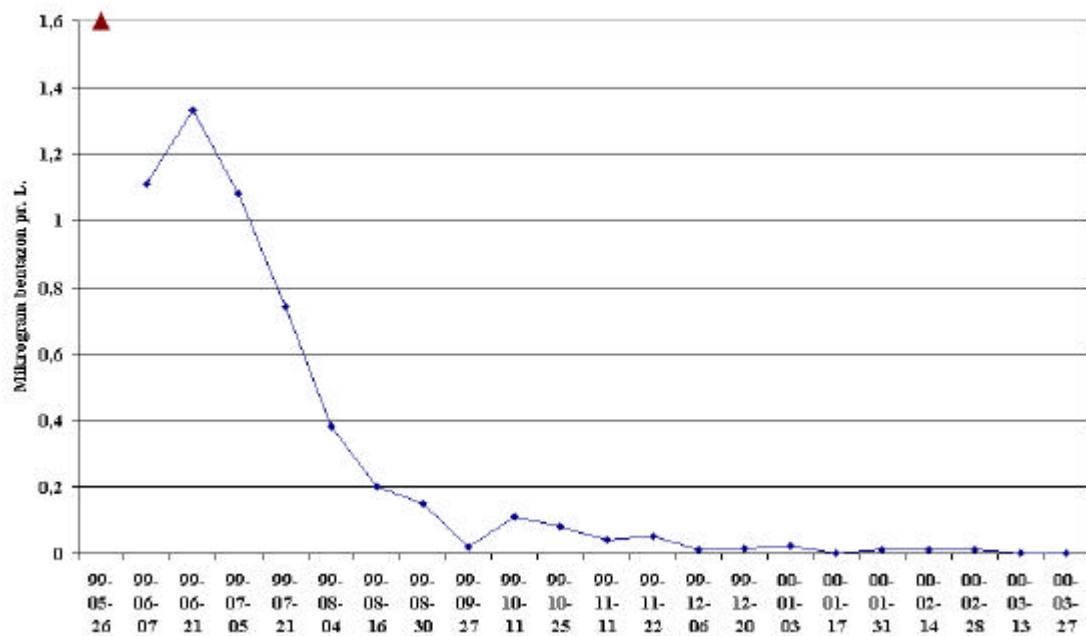
Første drænvandsprøve blev udtaget den 9. november 1998. Herefter fortsatte prøvetagningerne med fjortensdages interval frem til den 27. marts 2000. Ved enkelte prøvetagninger i august/september 1999 var der ikke vand i drænene. I alt blev der analyseret 37 vandprøver fra denne mark.

Der er i perioden 1997 til 1999 anvendt 8 forskellige pesticider, hvoraf 4 er medtaget i undersøgelsen (tabel 3). I modsætning til ved Falkerslev og Gyldenholm er der ikke blevet detekteret pendimethalin, der alene er blevet forårsanvendt. Derimod kunne der efter sprøjtingen den 26. maj 1999 med 125 g bentazon pr. hektar i form af midlet Basagran MCPA i den efterfølgende udtagne vandprøve den 7. juni måles 1,1 ? g/l i drænvandet. Der kunne derefter detekteres bentazon i drænvandet frem til februar året efter, se figur 5.

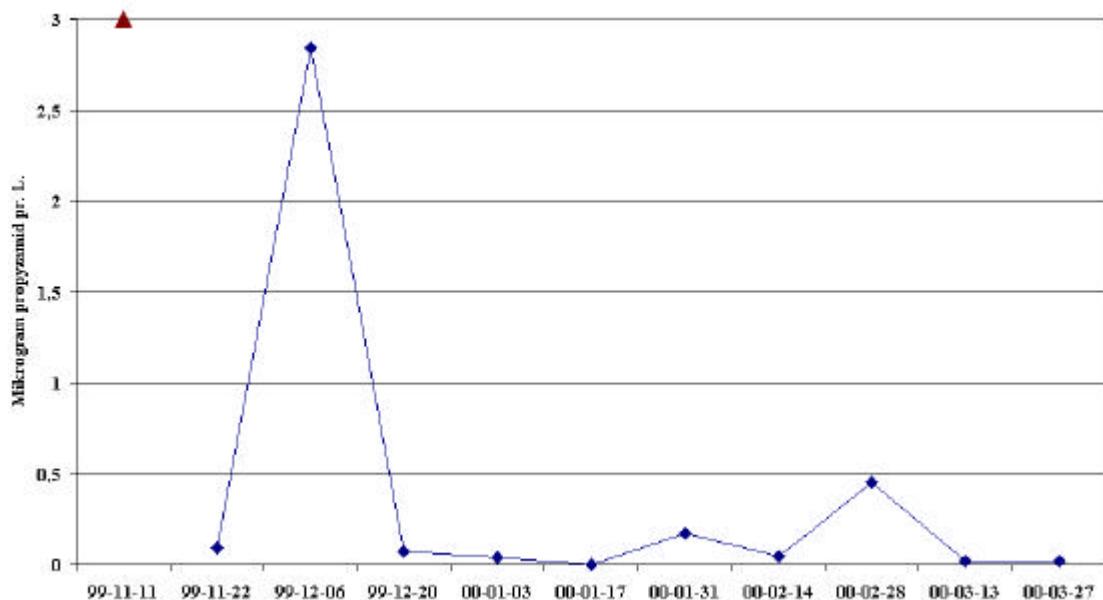
Phenoxyksen MCPA, der er det andet aktivstof i Basagran MCPA, blev doseret med 37,5 gram pr. ha og kunne ikke spores i drænvandet.

Marken blev sprøjtet med Kerb (400 g propyzamid pr. ha) den 11. november 1999. Propyzamid kunne måles i drænvandet den 22. november (0,09 ? g/l) og det maksimale indhold blev målt den 6. december (2,84 ? g/l). Derefter blev stoffet fundet i de følgende vandprøver, der blev udtaget i projektet indtil den 27. marts.

I 2 prøver blev der fundet spor af mechlorprop, der ikke er blevet anvendt på marken i undersøgelsesperioden.



Figur 5. Forekomst af bentazon i drænvandet fra mark 22 efter sprøjtning med Basagran den 26. maj 1999. Occurrence of bentazon in the drainage water from field 22 after spraying with Basagran May 26 1999.



Figur 6. Forekomst af propyzamid i drænvandet fra mark 22 efter sprøjtning med Kerb den 11. november 1999. Occurrence of propyzamide in the drainage water from field 22 after spraying with Kerb November 11 1999.

Silstrup, mark 23

Første drænvandsprøve blev udtaget den 9. november 1998. Herefter fortsatte prøvetagningerne med fjorten dages interval frem til den 27. marts 2000. Ved enkelte prøvetagninger i august/september 1999 var der ikke vand i drænene. I alt blev der analyseret 32 vandprøver fra mark 23.

Denne mark er i årene 1997, 1998 og 1999 behandlet med 9 forskellige aktivstoffer. Af disse indgår de 6 i denne undersøgelse (se tabel 4).

Isoproturon var senest brugt på marken efteråret 1997, et år før første prøvetagning. Stoffet er fundet i en enkelt prøve. Svampemidlet fenpropimorph er fundet i en enkelt prøve ligesom fenpropimorphic acid, der er et nedbrydningsprodukt. Propiconazol, der indgår i samme produkt, er ikke blevet detekteret. Ioxynil og bromoxynil, der er aktivstofferne i Oxitril, er ikke blevet detekteret i nogen af prøverne.

Det var overraskende, at bentazon og propyzamid, der blev brugt på mark 22 også forekom i drænvandet fra mark 23 – dog i noget lavere koncentrationer. Granskning af drænvandskortene viste imidlertid, at en enkelt drænvandsstreg fra mark 22 gik til drænvandsbrønden (27), der afdræner mark 23, hvilket må være forklaringen på forekomsten her.

Diskussion og konklusion

Isoproturon, der sidste gang kunne anvendes i efteråret 1999, er i denne undersøgelse det stof, der er fundet i de fleste vandprøver. Pendimethalin, der som isoproturon anvendes om efteråret, blev ligeledes fundet i en del prøver, men i lavere koncentrationer. Hvor der havde fundet forårsanvendelse sted, blev stoffet ikke fundet. Svampemidlet fenpropimorph blev kun fundet i en enkelt prøve, mens nedbrydningsproduktet fenpropimorphic acid blev detekteret i en række prøver. En tidligere undersøgelse (Spliid, in press) har da også vist, at moderstoffet hurtigt omdannes til det langt mere mobile nedbrydningsprodukt. Der blev også målt for to nedbrydningsprodukter af bentazon, men disse stoffer blev ikke detekteret.

Lerjorden ved Silstrup har tilsyneladende et højt potentiale for udvaskning, idet såvel bentazon anvendt i foråret, som propyzamid anvendt i det sene efterår, kunne måles i drænvandet i en længere periode efter udsprøjtning.

Phenoxyssyrer, der i en tidligere undersøgelse (Felding, 1995 og Felding, 1996) blev fundet i mange prøver fra 2 af de undersøgte marker, er stort set ikke fundet i denne undersøgelse, der har forløbet et par år efter, at anvendelsen er blevet stærkt begrænset.

For ingen af de fundne stoffers vedkommende er der belæg for at antage, at den gennemsnitlige koncentration på årsbasis vil overskride 0,1 ? g/l, men de pulser, der er nedvaskeede, vil formentlig kunne transporteres videre gennem jordlagene og optræde sporadisk i eksempelvis moniteringsboringer og drikkevandsboringer.

Prøvetagningsteknikken med lodrette rør, der er anvendt ved Falkerslev og Gyldenholm, kan måske give risiko for nedsvivning langs borerøret. Dette aspekt er ikke belyst i undersøgelsen.

Sammendrag

Gennem to vinterhalvår, 1998/1999 og 1999/2000 har Danmarks JordbrugsForskning undersøgt drænvand og vand udtaget i drænvandsdybde fra fire marker. For alle fire marker var det oplyst, hvilken dyrkning, der havde fundet sted, og hvilke pesticider, der havde været anvendt samt deres dosering. I to af markerne, Falkerslev og Gyldenholm, var der under et tidligere projekt i hver mark nedsat tre lodrette prøvetagningsrør med filtersætning i 1 meters dybde. De to sidste marker, der er beliggende ved Danmarks JordbrugsForsknings forsøgsgård ved Silstrup, var traditionelt drænet, hvor drænvandet fra hver mark løb til egen drænvandsbrønd.

På en af markerne, behandlet med bentazon i slutningen af maj og med propyzamid i midten af november, kunne stofferne findes i drænvandet ved efterfølgende prøvetagning og i de følgende måneder. Den højeste målte koncentration af bentazon var 1,3 ? g/l, mens der blev målt op til 2,84 ? g/l propyzamid. Ud over disse stoffer blev isoproturon fundet i 45 prøver fra flere af markerne. Højeste koncentration var 2,56 ? g/l. Pendimethalin forekom også i en række prøver (24) i koncentrationer op til 0,40 ? g/l. Derudover blev der fundet følgende stoffer: azoxystrobin, 4 prøver op til 0,024 ? g/l, fenpropimorph, 1 prøve 0,021 ? g/l, fenpropimorphic acid, 31 prøver op til 0,33? g/l, fluroxypyr, 3 prøver op til 1,23 ? g/l, napropamid 1 prøve, 0,018 ? g/l og propiconazol 19 prøver op til 0,045 ? g/l.

Bortset fra to prøver med indhold af mechlorprop op til 0,023 ? g/l blev der ikke fundet phenoxyssyrer, der hyppigt forekom under de to af markerne ved en tidligere undersøgelse, hvor anvendelsen af disse stoffer ikke var blevet begrænset.

Litteratur

- Felding G.* 1995. Leaching of phenoxyalcanoic acid herbicides from farmland. The Science of the Total Environment, 168. p. 11-18.
- Felding G.* 1996. Pesticidudvaskning fra landbrugsjord og fra nyplantet skov. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen, 20. 39 sider.
- Fielding M, Barcelo D, Helweg A, Galassi S, Torstensson L, Van Zoonen P, Wolter R and Angeletti G.* Pesticides in ground and Drinking Water. 1991. Commission of the European Communities. Directorate-General for Science, research and development. Water Pollution research report 27.
- Miljø- og Energiministeriet.* 2000. Nationalt program for overvågning af vandmiljøet 1998-2003 ”NOVA2003”. 200 sider plus bilag.
- Miljøstyrelsen.* 2000. Bekæmpelsesmiddelstatistik 1999, Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 11. 46 sider.
- Spliid NH & Stenvang L.* In prep. Udvaskning af pesticider fra marker med kendt sprøjtepraksis. Danmarks JordbrugsForskning. DJF rapport.
- Jacobsen OS, Brüsch W, Fomsgaard IS, Helweg A, Pilegaard Vinther F, Spliid NH and Mogensen BB.* 1998. Leaching and Degradation of Selected Pesticides in a Sandy Watershed. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen no. 46. 117 sider.

Spliid NH. In press. The Analysis and Fate of the Fungicide fenpropimorph and its Degradation product Fenpropimorphic Acid in Soil by Liquid Chromatography Mass Spectrometry. International Journal of Environmental Analytical Chemistry.

Spliid NH & Koppen B. 1998. Occurrence of pesticides in Danish shallow ground water. Chemosphere 37:1307-1316.

Stockmarr J. 2000. Grundvandsovervågning 1999. Særudgivelse. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse. 111 sider.

Udvaskning af isoproturon i lysimeterforsøg

Leaching of isoproturon – a lysimeter study

Inge S. Fomsgaard & Niels Henrik Spliid

Danmarks JordbruksForskning

Afdeling for Plantebeskyttelse

Forskningscenter Flakkebjerg

DK-4200 Slagelse

Gitte Felding

Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse

Thoravej 8

DK-2400 København NV

Summary

Isoproturon is a herbicide, which was used in Denmark against grass weeds and dicotyledoneous weeds until 1998. Isoproturon has frequently been detected in ground water monitoring studies. Leaching of isoproturon (*N,N*-dimethyl-*N'*-(4-(1-methylethyl)phenyl)urea) eller 3-(4-isopropylphenyl)-1,1-dimethylurea and its metabolites, *N'*-(4-isopropylphenyl)-*N*-methylurea and *N'*-(4-isopropylphenyl)urea was studied in four lysimetres, two of them being replicates from a low-tillage field (lysimeter 3 and 4), the other two being replicates from a normal tillage field (lysimeter 5 and 6). In both cases the soil was a JB 5 soil with 13-14% clay. The lysimetres had a surface area of 0.5 m² and a depth of 110 cm. Lysimeter 3 and 4 were sprayed with unlabelled isoproturon while lysimeter 5 and 6 was sprayed with a mixture of ¹⁴C-labelled and unlabelled isoproturon. The total amount of isoproturon sprayed onto each lysimeter was 63 mg, corresponding to 1.25 kg active ingredient per ha. The lysimetres were sprayed with isoproturon on October 26. The lysimetres were installed in an outdoor system in Flakkebjerg and were thus exposed to normal climatic conditions of the area. A mean of 360 l drainage water were collected from lysimeter 3 and 4 and a mean of 375 litres from lysimeter 5 and 6. Only negligible amounts of isoproturon and its primary metabolites were found in the drainage water samples, and thus no significant difference between the two lysimeter sets was shown. In a total of 82 drainage water samples, evenly distributed between the four lysimetres isoproturon was found in detectable amounts in two samples and *N'*-(4-isopropylphenyl)urea was found in detectable amounts in two other samples. The detection limit for all the compounds was 0.02 ? g/l. 48% and 54% of the added radioactivity were recovered from the upper 10 cm soil layer in lysimeter 5 and 6, respectively, and 17 and 14% from 10-20 cm's depth. By extraction first with an aquatic CaCl₂ solution followed by an extraction with acetonitril, 0.49 and 1.19%

were extracted from the upper 10 cm layer in lysimeter 5, while 0.2 and 0.56% were extracted from lysimeter 6. Below 10 cm's depth no measurable amounts could be extracted.

Indledning

Isoproturon er et herbicid, der anvendes i vinterhvede, vinterbyg og vinterrug mod græsukrundt og enkelte 2-kimbladede skadegørere. Forbruget af isoproturon i Danmark var i årene 1997-1998 og 1999 på henholdsvis 541 tons, 434 tons og 248 tons (Miljøstyrelsen, 2000). Anvendelse af isoproturon i Danmark er nu forbudt (1-12-1999), idet der er påvist en række tilfælde af overskridelser af grænseværdierne i grundvand samt en række forekomster i overfladevand. Croll *et al.* (1992) fandt hyppigt koncentrationer på 0,1-0,5 ?g/l og i nogle tilfælde op til 10 ?g/l i floder og drikkevandsreservoirs. Tyske vandforekomster fandtes at indeholde 0,05-0,1 ?g/l isoproturon (Johnson & Wan, 1988). Monitering af to store floder i Belgien viste, at isoproturon var det hyppigst forekommende herbicid (Hoof *et al.*, 1992). Årsagen til denne forekomst antages at være run-off.

Ifølge Grundvandsovervågningen (GEUS, 2000) er isoproturon blandt de 20 hyppigst detekterede pesticider i danske og udenlandske analyseprogrammer for grundvand.

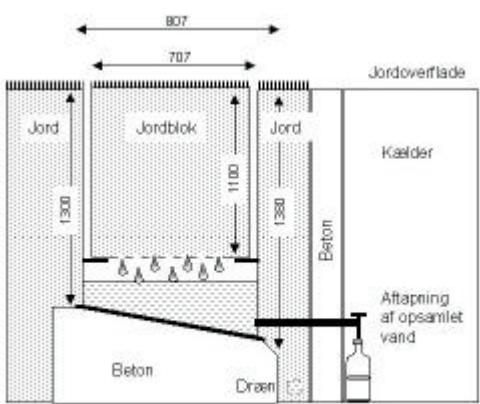
Formålet med denne undersøgelse var at vise, hvorvidt isoproturon N,N-dimethyl-N'-(4-(1-methylethyl)phenyl)urea eller 3-(4-isopropylphenyl)-1,1-dimethylurea (IPU) og/eller dets nedbrydningsprodukter N'-(4-isopropylphenyl)-N-methylurea (IPPMU) og N'-(4-isopropylphenyl)urea (IPPU) udvaskes efter efterårssprøjtning på lerjord med henholdsvis reduceret og normal jordbearbejdning ("low-tillage" og "normal-tillage").

Materialer og metoder

Prøvetagning

Et lysimeterforsøg er et semi-fieldforsøg, hvor sprøjtning og udvaskning nøje kan kontrolleres, men hvor de processer, der sker i jorden, er et billede af virkeligheden, idet lysimeterjorden udsættes for de samme klimapåvirkninger som almindelig landbrugsjord. Et lysimeter kan f.eks. være konstrueret som en dobbelt beholder i rustfrit stål, hvor der i den inderste beholder er udtaget en uforstyrret jordsøjle med et overfladeareal på 0,5 m² (70,7 cm x 70,7 cm) og en dybde på ca. 1,1 m (figur 1). Den indre beholder er forsynet med en perforeret bund, således at drænvand kan løbe igennem og opsamles i bunden af den ydre beholder gennem tappehanen.

Når der er tale om lerjord, foregår udtagningen ved at grave en jordsøjle fri, som er lidt større end lysimeterkassen og så langsomt tilpasse den i størrelsen og til sidst sænke lysimeterkassen ned over den. Når kassen indeholder en jordsøjle på 110 cm, tætnes der med en gummimasse mellem kassen og jordsøjlen for at undgå nedsivning langs kanten, bunden sættes på plads, og kassen med jord transportereres forsigtigt til Forskningscenter Flakkebjerg, hvor den anbringes i den nedgravede udvendige kasse, der er en del af den faste installation. Der blev udtaget to lysimeter-jordsøjler i hver af de undersøgte marker (en mark med reduceret jordbearbejdning ("low-tillage") og en mark med almindelig jordbearbejdning ("normal tillage")).



Figur 1. Lodret snit af lysimeter. Vertical section of lysimeter.

Jord

Begge jordtyper var lerjord udtaget i to forskellige marker ved Forskningscenter Flakkebjerg. Low-tillage jorden havde ikke været pløjet i de foregående 20 til 30 år. Den eneste mekaniske jordbearbejdning, der havde været foretaget var harvning. Normal-tillage jorden havde været pløjet som en del af den almindelige bearbejdning. På begge marker havde der været sædskifte i en årrække før udtagningen, som fandt sted i 1997. Tabel 1 og 2 viser sædskiftet i jordene samt anvendelsen af sprøjtemidler 5 år før udtagningen af jordprøverne. Der blev indledningsvis udført teksturanalyser på jorden. Resultater af teksturanalyserne ses i tabel 3 og 4. Vandindholdet i jordene varierede mellem 10,7 og 13,7%.

Tabel 1. Sædskiftet 5 år før udtagning af lysimeterjord i low-tillage marken (lysimeter 3 og 4). Rotation of crops in the low-tillage soil the previous 5 years before sampling of lysimeters 3 and 4.

År Year	Afgrøde Crop	Dato for sprøjtning Date of spaying	Pesticid Pesticide	Dosering Dose
1992	Ært Pea	20. juni	Sumialpha	0,25 l/ha
		19. aug	Roundup 2000 (glyphosat) Teamup	2 l/ha 3 l/ha
	Vinterhvede Winter wheat	16. okt	Isoproturon	1,4 l/ha

År	Afgrøde	Dato for sprøjting	Pesticid	Dosering
Year	Crop	Date of spraying	Pesticide	Dose
1993			Stomp	1,4 l/ha
		27. april	Tilt mega	0,3 l/ha
			Chlor-mequat-chlorid 70%	1,2 l/ha
		10. maj	Tilt top	0,2 l/ha
			Corbel	0,2 l/ha
		8. juni	Tilt mega	0,2 l/ha
	Vinterraps Winter rape	16. sept.	Galant	0,6 l/ha
1994		25. okt.	Kerb	0,75 l/ha
		24. april	Roundup	2 l/ha
	Vårraps <i>Spring rape</i>	25. april	Treflan	1,5 l/ha
		2. maj	Sumi alpha	0,2 l/ha
	Vinterhvede Winter wheat	15. okt.	Stomp	1,3 l/ha
1995		24. april	CCC	0,7 l/ha
			Starane	0,4 l/ha
			Express	3/4
		15. juni	Tilt top	0,3 l/ha
		17. juli	Tilt top	0,25 l/ha
			Primor	0,25 l/ha
	Vinterhvede Winter wheat	16. okt.	Isoproturon	2 l/ha
			Mylone P	1,25 l/ha
1996		13. maj	Flux	1 l/ha
			Express	0,5 l/ha
			Tilt top	0,3 l/ha
		3. juni	Corbel	0,1 l/ha
			Tilt Top	0,3 l/ha
		19. juni	Cordel	0,1 l/ha
			Tilt top	0,25 l/ha
		20. juli	Decis	0,15 l/ha

Tabel 2. Sædkiftet 5 år før uddragning af lysimeterjord i normal-tillage marken (lysimeter 5 og 6). Rotation of crops in the normal-tillage soil the previous 5 years before sampling of lysimetre 5 and 6.

År Year	Afgrøde Crop	Dato for sprøjtning Date of spraying	Pesticid Pesticide	Dosering Dose
1993	Vårraps Spring rape	30. april	Sumialpha	0,2 l/ha
		25. maj	Sumialpha	0,2 l/ha
1993	Vinterhvede Winter wheat	25. okt	Oxinol	2,4 l/ha
1994		17. maj	Tilt top	0,25 l/ha
			Sumialpha	0,25 l/ha
		14. juni	Tilt top	0,5 l/ha
			Sumialpha	0,5 l/ha
		28. juni	MCPA	2,0 l/ha
1995	Vårbyg Spring barley	23. maj	Express	2 tab/ha
			Duplosan MP	1 l/ha
1996	Vårbyg Spring barley			

Kemikalier

¹⁴C-isoproturon (¹⁴C-IPU) med en specifik aktivitet på 4,06 MBq/mg og en radiokemisk renhed på over 98% blev købt hos Izotop, Institute of Isotopes, Budapest.

Umærkede standardstoffer, isoproturon N,N-dimethyl-N'-(4-(1-methylethyl)phenyl) urea eller 3-(4-isopropylphenyl)-1,1-dimethylurea (IPU)(renhed 99,9%), N'-(4-isopropylphenyl)-N-methylurea (IPPU) (renhed 99,9 %) og N'-(4-isopropylphenyl)urea (IPPU) (renhed 99,5 %) blev købt hos Dr. Ehrenstorfer.

Acetonitril HPLC grade blev købt hos Rathburn og methanol hos Malinkrod

Tabel 3. Teksturanalyse af low-tillage jord, anvendt i lysimeter 3 og 4. % -værdier i tør jord*. Analysis of texture of low-tillage soil, used for lysimeter 3 and 4. % values in dry soil.

Dybde	Klasse ^a	Total C	pH ^b	% total N	% organisk C ^c organic carbon	% humus ^e	% ler ^d clay < 2 ? m	% silt 2-20 ? m	% grovsilt ^d coarse silt 20-50 ? m	% sand ^d 50-63 ? m	% grovsand ^d coarse sand 63-2000 ? m	Total CEC ^f meq/100 g
0-10	JB5	1,92	5,93	0,17	1,92	3,3	13,4	15,2	5,5	3,6	58,9	10,82
10-20	JB7	1,25	6,63	0,12	1,25	2,1	16,7	15,3	3,7	4,8	57,4	11,17
20-30	JB7	0,89	6,78	0,09	0,89	1,5	17,7	15,3	5,3	4	56,2	10,93
30-40	JB7	0,30	6,17	0,04	0,30	0,5	22,7	13,3	5,5	4	39,3	11,70
40-50	JB7	0,26	7,21	0,03	0,26	0,4	22,7	13,3	7	4,8	33,4	11,13
50-60	JB7	0,17	7,33	0,03	0,17	0,3	20,6	14,4	6,9	4,4	42,3	11,04
60-70	JB7	0,37	7,38	0,04	0,37	0,6	17,7	12,3	8,4	4	45,2	9,88
70-80	JB7	0,39	7,40	0,04	0,39	0,7	19,7	11,3	8,1	6,2	54,0	9,54
80-90	JB7	0,22	7,42	0,04	0,22	0,4	22,4	9,6	9,4	3,2	55,0	11
90-100	JB7	0,12	7,51	0,02	0,12	0,2	21,7	13,3	10	10	44,8	11,51
100-110	JB7	0,11	7,58	0,03	0,11	0,2	20,6	12,4	10,2	3,6	53,0	9,36

^aIfølge klassificering Landbruksministeriet, 1985

^bpH-H₂O

^cLandbruksministeriet, 1994

^eLandbruksministeriet, 1994

^fRhoades, 1986

*målt på Centrallaboratoriet, Forskningscenter Foulum

Tabel 4. Teksturanalyse af normal-tillage jord, anvendt i lysimeter 5 og 6. % -værdier i tør jord*. Analysis of texture of normal-tillage soil, used for lysimeter 5 and 6. % values in dry soil.

Dybde Depth	Klasse ^a Class	Total C	pH ^b	% total N	% organisk C ^c organic carbon	% humus ^e	% ler ^d clay < 2 ? m	% silt ^d 2-20 ? m	% grovsilt ^d 20-50 ? m	% sand ^d 50-63 ? m	% grovsand ^d coarse sand 63-2000 ? m	Total CEC ^f meq/100 g
0-10	JB5	1,13	6,93	0,11	1,13	1,9	14,2	19,1	9	5,8	50	10,68
10-20	JB5	1,28	6,86	0,12	1,28	2,2	14,8	20,2	8,8	5	49	10,73
20-30	JB7	1,08	6,93	0,12	1,08	1,8	15,8	19,2	7,4	4,4	51,4	10
30-40	JB7	0,29	6,39	0,03	0,29	0,5	19,7	19,3	10,3	4,4	45,8	9,43
40-50	JB7	0,28	6,48	0,04	0,28	0,5	22	24	12,7	4	36,8	13,45
50-60	JB7	0,18	7,59	0,04	0,18	0,3	23,9	17,1	9,5	3	46,2	12,89
60-70	JB8	0,15	7,67	0,03	0,15	0,3	26,8	14,2	12,1	3,2	43,4	14,46
70-80	JB7	0,13	7,74	0,02	0,13	0,2	21,9	15,1	10,6	3,4	48,8	11,84
80-90	JB7	1,03	8,60	0,02	0,1	0,2	16,4	12,6	8,3	4,6	50,2	6,26
90-100	JB7	1,93	8,67	0,01	0,12	0,2	16,5	13,5	9,1	2,8	42,8	6,28
100-110	JB4	0,41	8,70	0,01	0,05	0,1	8,3	7,7	8,2	5,3	67,4	3,5

^aIfølge klassificering Landbruksministeriet, 1985

^bpH-H₂O

^cLandbruksministeriet, 1994

^e Landbruksministeriet, 1994

^fRhoades, 1986

*målt på Centrallaboratoriet, Forskningscenter Foulum

Sprøjtning og dyrkning

Lysimeterjorden til lysimeter 3 og 4, low-tillage jorden, var allerede tilsået med vårbyg på udtagningstidspunktet den 20. maj 1997. Vårbyggen blev høstet den 4. august 1997, og den 18. september blev der sprøjtet i stubben med en blanding af ¹⁴C-glyphosat og umærket glyphosat samt med den konservative tracer KBr. Efterfølgende blev der sået vinterhvede, som den 26. oktober blev sprøjtet med umærket isoproturon.

Lysimetrene 5 og 6 med normal-tillage jorden blev udtaget den 4. juni 1997. Samme dag blev lysimeterjorden tilsået med vårbyg, som blev høstet igen den 4. august 1997. Den 18. september blev der sprøjtet i stubben med umærket glyphosat. Efterfølgende blev der sået vinterhvede, som den 26. oktober blev sprøjtet med en blanding af ¹⁴C-isoproturon og den konservative tracer KBr. Resultaterne af glyphosat analyserne i de to lysimetre publiceres senere.

De følgende knapt to år blev lysimeterjorden og den omkringliggende jord behandlet ens, det vil sige, der blev sået, høstet og gødsket som ved normal landbrugspraksis. Jordbearbejdningen var dog kun en overfladisk manuel harvning. Lysimetrene modtog ikke – som det forekommer i nogle lysimeterforsøg – supplerende vanding. Lysimetrene blev tildækket den 27. oktober 1999, stod til afdræning 1 måned, hvorefter der blev udtaget delmængder af jorden for hver 10 cm.

Mængden af anvendt aktivstof til sprøjtning fremgår af tabel 5. Ifølge Vejledning i Planteværn (1997) anvendtes isoproturon i vinterhvede, vinterbyg og vinterrug mod græsukrutt og enkelte 2-kimbladede skadegørere. Anvendtes IPU i det tidlige efterår, var dosis 2,0-2,5 l Arelon eller Tolkan/ha. I det sene efterår (november) var dosis 2,0-2,8 l/ha. Arelon eller Tolkan indeholder 500 g isoproturon/l. 2,5 l Arelon/ha = 1250 g isoproturon/ha = 62,5 mg/lysimeter.

Tabel 5. Mængden af anvendt isoproturon pr. lysimeter, ¹⁴C-mærket og umærket.
Amount of sprayed isoproturon in each lysimeter, ¹⁴C-labelled and unlabelled.

	¹⁴ C-mærket isoproturon ¹⁴ C-labelled isoproturon	Umærket isoproturon Unlabelled isoproturon
Lysimeter 3 og 4		63,3 mg
Lysimeter 5 og 6	5,1 mg	57,4 mg

Analyser

Regnmængden, fordampningen, jordtemperaturen samt lysimeterjordens indhold af vand blev målt i hele forsøgsperioden. Vandindholdet blev målt med TDR-prober, mens de øvrige oplysninger blev registreret af Danmarks Meterologiske Institut.

Vandindholdet i lysimetrenes ydre beholder blev målt én gang om ugen. Hvis vandindholdet var stigende, blev der udtaget en prøve til måling af KBr. Det afdrænede vand blev tømt ud mindst én gang om måneden, eller når der var løbet 500 ml igennem. Indholdet af ¹⁴C i drænvandet fra lysimeter 5 og 6 blev målt med scintillationstælling.

Drænvandsprøverne blev opbevaret på frost og blev efterfølgende analyseret på LC/MS for indhold af isoproturon og dets primære nedbrydningsprodukter. Analysen blev foretaget med 1000 ml vand, pH blev justeret til 4,5, der blev tilsat 5 ml MeOH, og prøven blev suget gennem en Rdx kolonne, der var forbehandlet med acetonitril/MeOH/vand. Stofferne blev elueret med MeOH/acetonitril. Eluatet med tilsætning af propylenglykol som ”keeper” blev opkoncentreret med N₂ og derefter kørt på LC/MS. Detektionsgrænsen var 0,02 ?g/l for alle stoffer.. Genfindingsforsøg med alle stofferne viste genfindelser på >65%.

Lysimeterjorden (hver 10 cm) fra lysimeter 5 og 6 blev efter afslutningen af forsøgsperioden analyseret for indhold af ¹⁴C ved scintillationstælling. Efterfølgende blev jordprøverne ekstraheret med henblik på at analysere for indhold af isoproturon og dets nedbrydningsprodukter. Jordprøverne blev ekstraheret først med en vandig ekstraktionsmetode, derefter med en organisk. Ved den vandige ekstraktion blev jorden ekstraheret med 0,1 M CaCl₂ i ultralydsbad. Jord/CaCl₂ blandingen blev filtreret på büchnertragt. Filtratet blev fastfase ekstraheret på RDX kolonne, kolonnen blev elueret med acetonitril, og mængden af ekstraheret radioaktivitet blev målt i en delmængde af eluatet ved scintillationstælling. Jorden blev efterfølgende ekstraheret med acetonitril på ultralydsbad og jord/acetonitril blandingen blev filtreret på büchnertragt. Acetonitril-ekstraktet, som indeholdt en del vand, fordi ekstraktionen var foretaget på de våde jordprøver, der forud var blevet vandig ekstraheret, blev reduceret i volumen på rotationsfordamper, fortyndet med MilliQ vand og fastfase ekstraheret på RDX kolonne. Kolonnen blev elueret med acetonitril, og mængden af ekstraheret radioaktivitet blev målt i en delmængde af eluatet ved scintillationstælling.

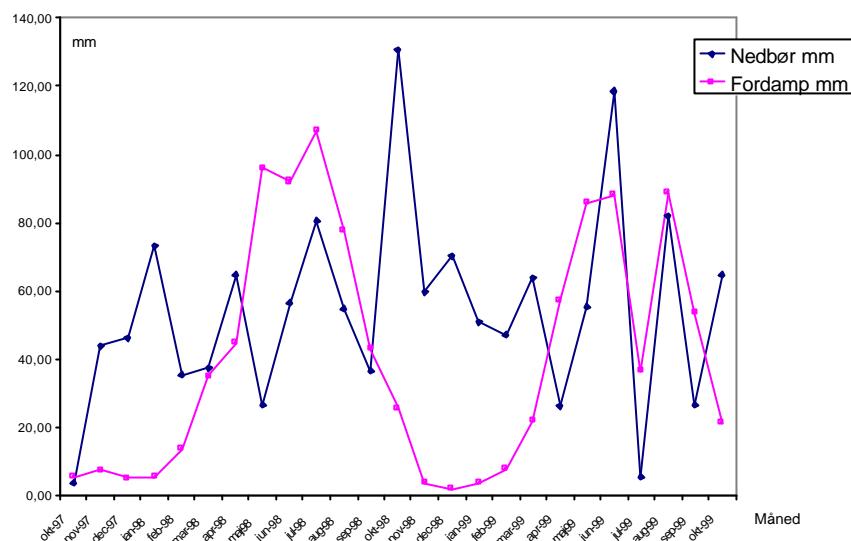
For jordanalyserne blev der kun udført genfindingsforsøg med IPU og IPPMU, den først forekommende metabolit i nedbrydningen af IPU. Den vandige ekstraktion havde en genfinding på ca. 50%, mens den organiske ekstraktion havde en genfinding på >85%. Genfindingsforsøgene blev udført efter opbevaring af jorden med tilsat standardstof på køl 24 timer.

Hvis der fandtes mængder af radioaktivitet i eluaterne, hvor det ville være hensigtsmæssigt at identificere og kvantificere moderstof eller metabolit kunne eluatet efterfølgende analyseres på HPLC eller LC/MS.

Resultater

Klimadata

Figur 2 viser mængden af nedbør og fordampning i Flakkebjerg-området i forsøgsperioden. Figur 3 viser jord- og lufttemperatur, data for Flakkebjerg-området, leveret fra Meteorologisk Institut.



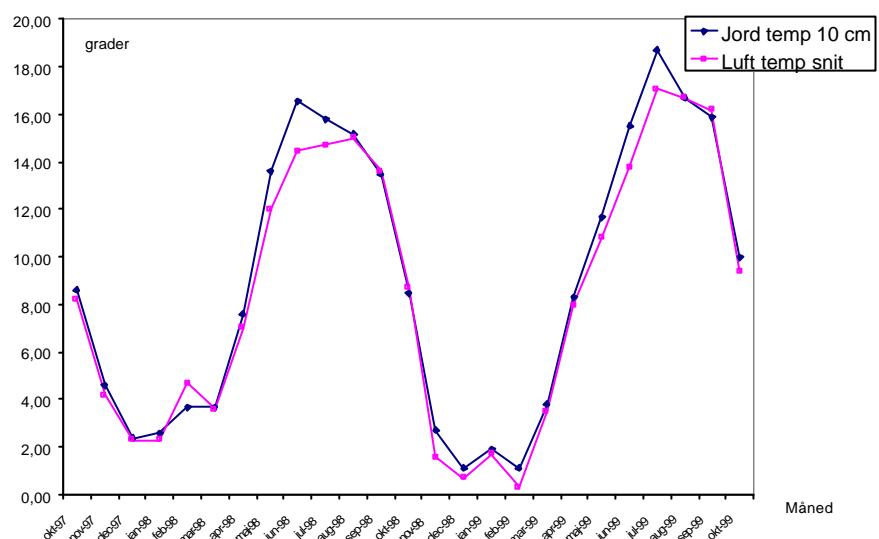
Figur 2. Nedbør og fordampning i hele forsøgsperioden angivet som månedsgennemsnit.
Precipitation and evaporation in the whole study period, presented as mean values for each month.

Tabel 6. Nedbør og fordampning på dagsbasis den første måned efter sprøjtning. Daily precipitation and evaporation the first month after spraying.

	Nedbør m.m.	Fordamp m.m.
	Precipitation	Evaporation
26-okt-97	0,10	0,30
27-okt-97	0,00	0,20
28-okt-97	0,00	0,40
29-okt-97	3,70	0,60
30-okt-97	0,00	0,20
31-okt-97	-0,10	0,10
01-nov-97	0,00	0,20
02-nov-97	3,30	0,30
03-nov-97	0,00	0,60
04-nov-97	0,00	0,30
05-nov-97	0,00	0,40
06-nov-97	3,80	0,20
07-nov-97	8,50	0,40
08-nov-97	0,50	0,30
09-nov-97	0,00	0,30
10-nov-97	-0,10	0,20
11-nov-97	0,70	0,20
12-nov-97	0,00	0,10
13-nov-97	6,30	0,20
14-nov-97	3,00	0,30
15-nov-97	4,70	0,20
16-nov-97	3,00	0,20
17-nov-97	0,00	0,30

	Nedbør m.m. Precipitation	Fordamp m.m. Evaporation
18-nov-97	0,00	0,70
19-nov-97	0,00	0,60
20-nov-97	0,00	0,50
21-nov-97	0,00	0,10
22-nov-97	4,90	0,10
23-nov-97	1,50	0,10
24-nov-97	-0,10	0,00
25-nov-97	0,00	0,20

Som det ses af figur 2 og tabel 6, var regnmængden lille den første måned efter udsprøjtningen af isoproturon. Både nedbrydnings- og sorptionsprocesser har således kunnet starte i det øverste jordlag straks efter udsprøjtningen. Jordtemperaturen er desuden også en lille smule højere end normalt.

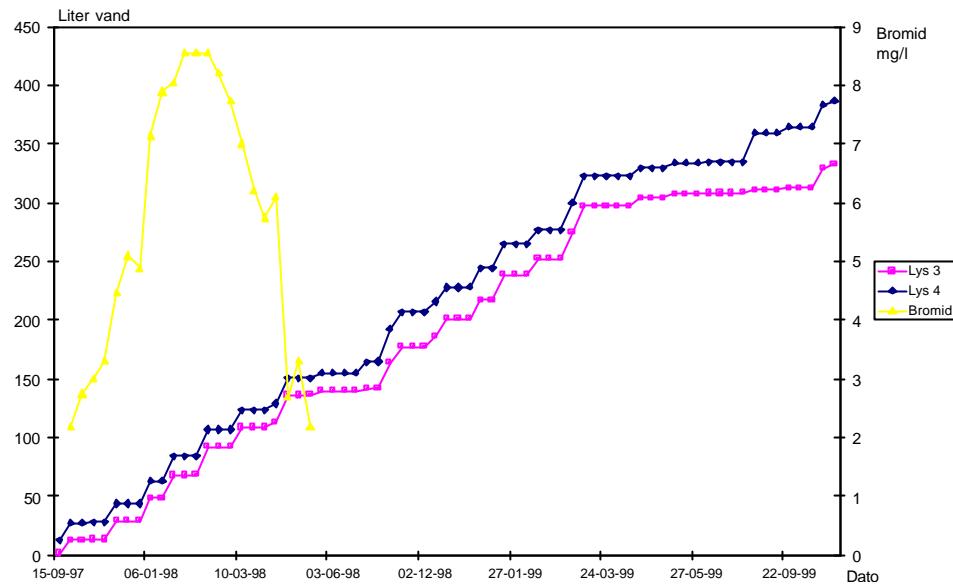


Figur 3. Jord- og lufttemperatur, gennemsnit på månedsbasis. Mean monthly temperature of soil, 10 cm depth and of air.

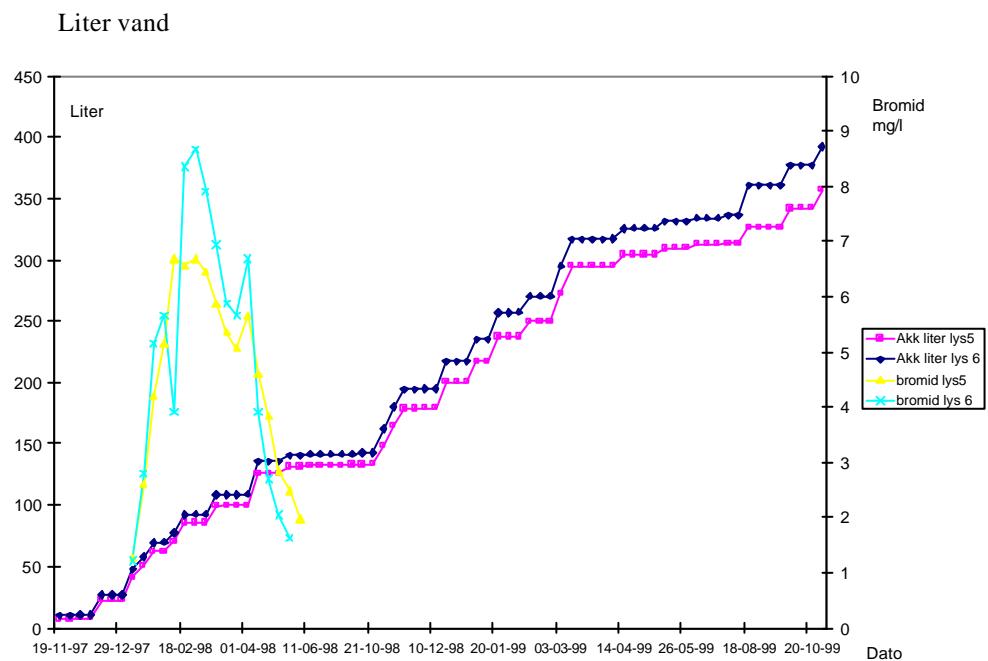
Resultater fra målinger af perkolat

Den akkumulerede mængde opsamlede drænvand fra lysimeter 3 og 4 ses i figur 4 og fra lysimeter 5 og 6 i figur 5.

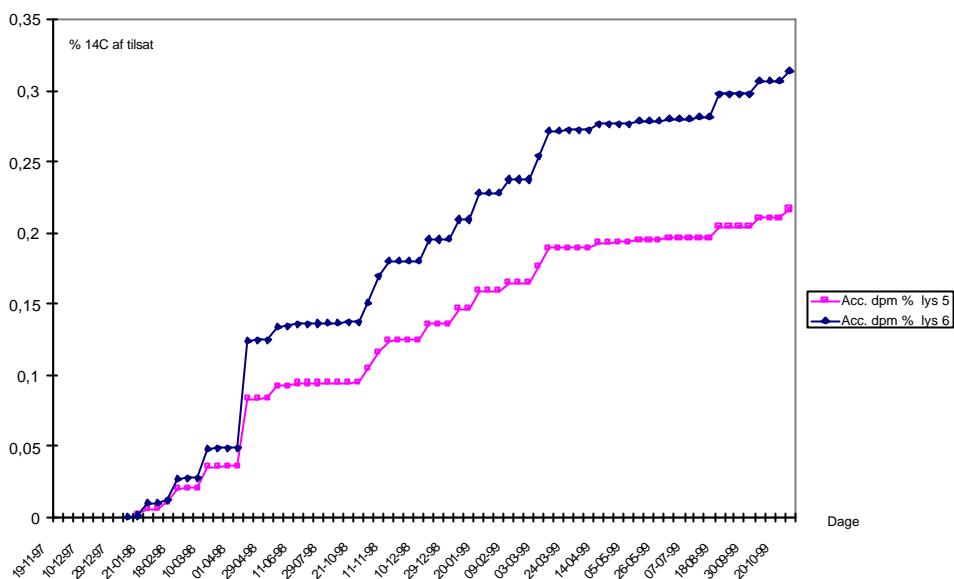
Lysimeter 5 og 6 blev sprøjtet med ^{14}C -mærket isoproturon. Det var således her muligt at følge udvaskningen af ^{14}C , som kan relateres til den udsprøjtede mængde. Resultatet ses i figur 6. Der blev udvasket 0,22, henholdsvis 0,31% af den udsprøjtede radioaktivitet i perkolatet fra lysimeter 5 og 6.



Figur 4. Akkumuleret mængde drænvand som funktion af tid (lysimeter 3 og 4, low-tilllage jord) samt koncentrationsmålinger af bromid tracer. Traceren blev udsprøjtet den 18. september 1997. Accumulated amount of drainage water (lysimeter 3 and 4, low-tillage soil) and measurements of the concentration of the bromide tracer depicted as a function of time. The tracer was sprayed onto the lysimeters on September 18, 1997.



Figur 5. Akkumuleret mængde drænvand som funktion af tid (lysimeter 5 og 6, normal-tilllage jord) samt koncentrationsmålinger af bromid tracer. Traceren blev udsprøjtet den 26. oktober 1997. Accumulated amount of drainage water (lysimeter 5 and 6, normal-tillage soil) and measurements of the concentration of the bromide tracer depicted as a function of time. The tracer was sprayed onto the lysimeters on October 26, 1997.



Figur 6. Akkumuleret mængde radioaktivitet (% af udsprøjtet mængde radioaktivitet) målt i perkolat fra lysimeter 5 og 6. Accumulated amount of radioactivity (% of applied amount radioactivity) measured in drainage water from lysimeter 5 and 6.

Der blev foretaget specifikke analyser af vandprøver på LC/MS, hvor indholdet af isoproturon (IPU) samt de to væsentlige metabolitter blev målt. Resultaterne ses i tabel 7. Vandprøverne blev udvalgt efter det målte indhold af radioaktivitet. Hvis indholdet af radioaktivitet omregnet til en teoretisk mængde isoproturon var højere end detektionsgrænsen, blev prøven analyseret.

Tabel 7. Koncentration af isoproturon N,N-dimethyl-N’-(4-(1-methylethyl)phenyl)urea) eller 3-(4-isopropylphenyl)-1,1-dimethylurea (IPU) og dets primære metabolitter, N’-(4-isopropylphenyl)-N-methylurea (IPPMU) og N’-(4-isopropylphenyl)urea (IPPU) i vandprøver fra lysimeter. Concentration of isoproturon (IPU) and metabolites, N’-(4-isopropylphenyl)-N-methylurea (IPPMU) and N’-(4-isopropylphenyl)urea (IPPU) in samples of drainage water from lysimeters 3, 4, 5 and 6.

Lysimeter nr.	Udt. dato	IPPU, µg/l	IPPMU, µg/l	IPU, µg/l
Lysimeter no.	Sampling date			
5	15-01-98	Nd	n.d.	n.d.
	21-01-98	Nd	n.d.	n.d.
	11-02-98	Nd	n.d.	n.d.
	18-02-98	n.d.	n.d.	n.d.
	10-03-98	n.d.	n.d.	n.d.
	07-04-98	n.d.	n.d.	n.d.

Lysimeter nr.	Udt. dato	IPPU, µg/l	IPPMU, µg/l	IPU, µg/l
Lysimeter no.	Sampling date			
6	06-05-98	nd	n.d.	n.d.
	11-06-98	nd	n.d.	n.d.
	27-10-98	nd	n.d.	n.d.
	04-11-98	nd	n.d.	n.d.
	11-11-98	nd	n.d.	n.d.
	16-12-98	nd	n.d.	n.d.
	05-01-99	0.03	n.d.	n.d.
	20-01-99	0.02	n.d.	n.d.
	09-02-99	nd	n.d.	n.d.
	03-03-99	nd	n.d.	n.d.
	10-03-99	nd	n.d.	n.d.
	14-04-99	n.d.	n.d.	n.d.
	11-05-99	n.d.	n.d.	n.d.
	16-06-99	n.d.	n.d.	n.d.
	06-10-99	n.d.	n.d.	n.d.
	28-10-99	n.d.	n.d.	n.d.
	16-12-99	n.d.	n.d.	n.d.
	15-01-98	n.d.	n.d.	n.d.
	21-01-98	n.d.	n.d.	n.d.
	11-02-98	n.d.	n.d.	n.d.
	18-02-98	n.d.	n.d.	n.d.
	10-03-98	n.d.	n.d.	n.d.
	07-04-98	n.d.	n.d.	0.03
	06-05-98	n.d.	n.d.	n.d.
	11-06-98	n.d.	n.d.	n.d.
	27-10-98	n.d.	n.d.	n.d.
	04-11-98	n.d.	n.d.	n.d.
3	11-11-98	n.d.	n.d.	n.d.
	16-12-98	n.d.	n.d.	n.d.
	05-01-99	n.d.	n.d.	n.d.
	20-01-99	n.d.	n.d.	n.d.
	09-02-99	n.d.	n.d.	n.d.
	03-03-99	n.d.	n.d.	n.d.
	10-03-99	n.d.	n.d.	n.d.

Lysimeter nr.	Udt. dato	IPPU, µg/l	IPPMU, µg/l	IPU, µg/l
Lysimeter no.	Sampling date			
4	04-11-98	n.d.	n.d.	n.d.
	11-11-98	n.d.	n.d.	n.d.
	10-12-98	n.d.	n.d.	n.d.
	17-12-98	n.d.	n.d.	n.d.
	05-01-99	n.d.	n.d.	n.d.
	20-01-99	n.d.	n.d.	n.d.
	09-02-99	n.d.	n.d.	n.d.
	03-03-99	n.d.	n.d.	n.d.
	11-03-99	n.d.	n.d.	n.d.
	14-04-99	n.d.	n.d.	n.d.
	06-05-99	n.d.	n.d.	n.d.
	20-08-99	n.d.	n.d.	n.d.
	18-02-98	n.d.	n.d.	n.d.
	10-03-98	n.d.	n.d.	n.d.
	01-04-98	n.d.	n.d.	n.d.
	07-04-98	n.d.	n.d.	n.d.
	07-05-98	n.d.	n.d.	n.d.
	21-10-98	n.d.	n.d.	n.d.
	04-11-98	n.d.	n.d.	n.d.
	11-11-98	n.d.	n.d.	n.d.
	10-12-98	n.d.	n.d.	n.d.
	17-12-98	n.d.	n.d.	n.d.
	05-01-99	n.d.	n.d.	n.d.
	20-01-99	n.d.	n.d.	n.d.
	09-02-99	n.d.	n.d.	n.d.
	03-03-99	n.d.	n.d.	n.d.
	11-03-99	n.d.	n.d.	n.d.
	14-04-99	n.d.	n.d.	n.d.
	06-05-99	n.d.	n.d.	n.d.
	20-08-99	n.d.	n.d.	n.d.

n.d. = not detected

Detektionsgrænse for alle stoffer

Detection limit for all compounds: 0,02 ?g/l

Lysimeterjord

I lysimeterjorden fra lysimeter 5 og 6, hvor der blev sprøjtet med ¹⁴C-isoproturon, blev mængden af radioaktivitet i de enkelte jordlag (10 cm) målt ved scintillationstælling. Resultaterne ses i tabel 8.

De øverste 40 cm af jorden fra lysimeter 5 og 6 blev ekstraheret (segmenter på 10 cm), først med en vandig ekstraktionsmetode, hvormed ikke-bundet isoproturon og metabolitter ekstraheres og efterfølgende med en organisk ekstraktionsmetode, hvor de stoffer, der ikke er enten indbygget i jordens organiske materiale eller meget fast bundet hertil, ekstraheres.

Tabel 8. Genfunden radioaktivitet i lysimeterjord, angivet som % af tilsat mængde radioaktivitet, analyseret ved afbrænding og efterfølgende scintillationstælling. Recovery of radioactivity in lysimeter soil as % of added radioactivity, analysed with combustion followed by scintillation counting.

	Lysimeter 5 % radioaktivitet af tilsat mængde radioaktivitet % radioactivity of added	Lysimeter 6 % radioaktivitet af tilsat mængde radioaktivitet % radioactivity of added
0 - 10 cm	48,32	54,78
10 - 20 cm	17,17	14,45
20 - 30 cm	1,48	2,51
30 - 40 cm	0,55	1,52
40 - 50 cm	0,54	0,57
50 - 60 cm	0,33	0,50
60 - 70 cm	0,26	0,33
70 - 80 cm	0,12	0,21
80 - 90 cm	0,03	0,11
90 - 100 cm	0,11	0,09
100 - 110 cm	0,05	0,15

Resultaterne af ekstraktionerne ses i tabel 9. Der blev kun ekstraheret så små mængder af den forekommende radioaktivitet, hvorfor en efterfølgende specifik analyse på LC/MS blev udeladt.

Tabel 9. Vandig og organisk ekstraktion af radioaktivitet i de øverste jordlag fra lysimeter 5 og 6. Aquatic and organic extraction of radioactivity from the upper layers of lysimeter soil from lysimeter 5 and 6.

Dybde, cm	Lysimeter 5 Vandig ekstraktion, % radioaktivitet ekstraheret Aquatic extraction, % extracted radioactivity	Lysimeter 5 Organisk ekstraktion, % radioaktivitet ekstraheret Organic extraction, % extracted radioactivity	Lysimeter 6 Vandig ekstraktion, % radioaktivitet ekstraheret Aquatic extraction, % extracted radioactivity	Lysimeter 6 Organisk ekstraktion, % radioaktivitet ekstraheret Organic extraction, % extracted radioactivity
0-10	0,49	1,19	0,2	0,56
10-20	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
20-30	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
30-40	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2

Sum af genfunden radioaktivitet

Ved afbrænding af det første års afgrøde, vinterhvede høstet den 19. august 1998 fandtes 0,19% af den tilsatte radioaktivitet i afgrøden fra lysimeter 5 og 0,10% af den tilsatte radioaktivitet i afgrøden fra lysimeter 6. I afgrøden fra det følgende år var de tilsvarende

værdier 0,01% i begge lysimetre. Den totale sum af genfundet radioaktivitet ses i tabel 10. Den resterende mængde ^{14}C formodes at være forekommet i flygtige metabolitter fortrinsvis $^{14}\text{CO}_2$.

Tabel 10. Total % genfundet radioaktivitet i lysimeter 5 og 6 Total % of recovered radioactivity in lysimeter 5 and 6.

	Lysimeter 5	Lysimeter 6
% ^{14}C af tilsat i perkolat	0,22	0,31
% ^{14}C of added in drainage water		
% ^{14}C af tilsat i jord	68,96	75,22
% ^{14}C of added in soil		
% ^{14}C af tilsat i afgrøde	0,20	0,11
% ^{14}C of added in crop		
Total % genfundet radioaktivitet	69,40	75,64
Total % recovered radioactivity		

Diskussion

Fra lysimeter 3 blev udvasket i alt 333 liter vand, og fra lysimeter 4 blev udvasket 387 liter vand (figur 4). Der blev udvasket en total mængde på 357 liter vand fra lysimeter 5 og 392 liter vand fra lysimeter 6 (figur 5). Der er god overensstemmelse mellem de to lysimetre, som er gentagelser fra samme jord. Low-tillage jorden kunne forventes at tilbageholde mere vand end normal-tillage jorden, fordi den har et større indhold af humus i det øverste jordlag. Der er dog ingen signifikant forskel i mængden af drænvand, når man sammenligner de to dobbeltbestemmelser fra forskellige jordtyper.

Det totale volumen af et lysimeter er 540 liter. TDR-målinger (ikke afbildet) viste, at af dette volumen var ca. 25% vand (= 135 liter). Bromidtoppen, som viser vandfronten, kommer ud ved ca. 90 liter i lysimeter 3 og 4 (figur 4) og ved ca. 80 liter i lysimeter 5 og 6 (figur 5), som altså er lidt før, et totalt volumen er løbet igennem. Det er normalt, at der i lysimeterjorden forekommer ”lommer”, som ikke deltager i den normale udveksling af vand, hvorfor en bromidtop, der kommer ud, lidt før det totale volumen er løbet igennem også må anses som en normal gennembrudskurve. Det er således ud fra bromidkurven vurderet, at der ikke er tale om et tydeligt bypass makroporeflow.

De specifikke analyser af isoproturon og metabolitter i drænvandet fra de to lysimetre viser, at kun én gang (07-04-98) er der udvasket identificerbare mængder af IPU i lysimeter 6 og tilsvarende kun én gang (21-10-98) fra lysimeter 3. IPPMU blev ikke fundet, mens IPPU blev fundet i detekterbare mængder to gange i lysimeter 5 (05-01-99 og 20-01-99). De udvaskede mængder er lave sammenholdt med andre undersøgelser, hvor isoproturons udvaskning er målt. Mandal (1986) viste, at isoproturon hurtigt udvaskes i 15 cm kolonner i laboratoriet i både sand- og lerjord, men mængderne var forskellige, idet der i sandjord udvaskedes 32-48%, mens der i lerjord kun fandtes spormængder. Sirwardana *et al.* (1981) viste, at udvaskningen af isoproturon i jordsøjler øgedes betydeligt med anvendelsen af større

vandmængder. Ved feltforsøg fandt Blair *et al.* (1990) hurtig udvaskning i forbindelse med voldsomme regnskyl det første år efter eksperimentets start.

Regnmængden var lille den første måned efter udsprøjtningen af isoproturon (figur 2 og tabel 6). Både nedbrydnings- og sorptionsprocesser har således kunnet starte i det øverste jordlag straks efter udsprøjtningen, uden at der er nedvasket isoproturon til jordlag med lavere mikrobiel aktivitet og ringere adsorptionsegenskaber. Jordtemperaturen er desuden også en lille smule højere end normalt, hvilket øger den mikrobielle aktivitet. Der blev ikke registreret frost i jorden før end i februar måned 1998.

Arealet, hvor lysimeter 3 og 4 er udtaget fra, har været dyrket ved reduceret jordbearbejdning i 20 til 30 år (low-tillage), mens arealet, hvor lysimeter 5 og 6 blev udtaget, er dyrket normalt (normal-tillage). Der er en større mængde organisk materiale i det øverste jordlag i low-tillage jorden end i normal-tillage jorden. Den øvrige tekstursammensætning er ens for jordene, som begge er JB5 jord i de øverste 10 til 20 cm med 13-14% ler. Forskellen mellem de to jordes tekstur har ikke udvirket en signifikant forskel hverken i mængden af drænvand eller i forekomsten af moderstof eller metabolitter. Man kunne forvente, at omsætningshastigheden for isoproturon i de to typer jorde ville være forskellig ikke blot på grund af forskellen i indholdet af organisk stof men også på grund af forskel i dyrknings- og sprøjtehistorie. Cox *et al.* (1996) viste, at nedbrydningshastigheden af isoproturon øges, hvis der tidligere har været anvendt isoproturon i samme jord. I jorden fra lysimeter 3 og 4 blev anvendt isoproturon i 1995, mens der i jorden fra lysimeter 5 og 6 ikke har været anvendt isoproturon de sidste 5 år inden udtagningen af lysimetrene i 1997. Denne forskel i tidligere sprøjtepraksis har ikke i vores forsøg betydet nogen registrerbar forskel i forekomsten af isoproturon i drænvand.

Bindingen af isoproturon til jordens organiske materiale blev af Weber (1972) målt til at være meget lille. Terce og Calvert (1978) viste, at jordens lerindhold har betydning for sorptionen af isoproturon, idet stoffet bindes betydeligt til visse lertyper. Ifølge Kulshresta og Singh (1995) øges sorptionen af isoproturon ved sænkning af temperaturen. Dette antages at være medvirkende årsag til en øget persistens i tempereret klima.

Med de yderst lave koncentrationer af isoproturon og metabolitter, der blev fundet i drænvandet fra lysimetrene, ville det ikke være forventeligt at finde særligt høje koncentrationer af stofferne tilbage i jorden. Forekomsten af ca. 50% af radioaktiviteten blot i de øverste 10 cm og en total mængde på ca. 70% (tabel 8) er dog usædvanligt sammenlignet med tidligere forsøg med mechlorprop, hvor ca. 20% af den tilsatte radioaktivitet blev fundet i jorden (Felding *et al.*, 1996). De øverste 40 cm af jorden fra lysimeter 5 og 6 blev derfor ekstraheret (segmenter på 10 cm) først med en vandig ekstraktionsmetode og efterfølgende med en organisk ekstraktionsmetode. Valget af ekstraktionsmetode, når der skal bestemmes rester af pesticider i jord kan være svært. Det kan være ønskeligt at bestemme den totale mængde af stofferne, der forekommer, hvilket gøres med den organiske ekstraktionsmetode, hvor de stoffer, der enten ikke er indbygget i jordens organiske materiale eller meget fast bundet hertil, ekstraheres. Hvis det i stedet ønskes at måle, hvorvidt der er stoffer tilbage i jorden, der under passende omstændigheder kunne desorberes, foretages vandig ekstraktion,

hvormed ikke-bundet isoproturon og metabolitter ekstraheres. Begge ekstraktionsmetoder anvendtes på lysimeterjord fra 0 – 40 cm's dybde analyseret i segmenter på 10 cm.

Resultaterne af ekstraktionerne ses i tabel 9. Der blev kun ekstraheret så små mængder af den forekommende radioaktivitet, hvorfor en efterfølgende specifik analyse på LC/MS blev udeladt. Den højest målte værdi efter vandig ekstraktion 0,49% ville svare til en teoretisk mængde isoproturon på 5 ? g/kg. I alle lagene under 10 cm findes ingen målbar ekstraherbar radioaktivitet. Efter to år forekommer der således ingen signifikante mængder af isoproturon eller dets metabolitter i hverken drænvand eller jord fra de fire lysimetre.

Sammendrag

Isoproturon er et herbicid, der indtil 2000 blev anvendt i Danmark mod græsukrudt og 2-kimbladede skadegørere. Isoproturon er hyppigt fundet i grundvandsundersøgelser. Udvaskningen af isoproturon N,N-dimethyl-N'-(4-(1-methylethyl)phenyl)urea eller 3-(4-isopropylphenyl)-1,1-dimethylurea og isoproturons metabolitter, N'-(4-isopropylphenyl)-N-methylurea og N'-(4-isopropylphenyl)urea blev undersøgt i to sæt á to lysimetre, hvor jorden de foregående år havde været jordbearbejdet med reduceret jordbearbejdning henholdsvis normal jordbearbejdning. Jorden var i begge tilfælde en JB5 – JB7 jord. Der anvendtes lysimetre med et overfladeareal på 0,5 m² og en dybde på 110 cm. Lysimeter 3 og 4 blev sprøjtet med umærket isoproturon, og lysimeter 5 og 6 blev sprøjtet med en blanding af ¹⁴C-mærket isoproturon og umærket isoproturon. Den totale mængde isoproturon, der blev udsprøjtet på hvert lysimeter, var ca. 63 mg svarende til 1,25 kg aktivt stof pr. ha. Stoffet blev udsprøjtet den 26. oktober 1997. Lysimetrene var anbragt i en udendørs installation i Flakkebjerg og blev således udsat for normale klimapåvirkninger for området. Der blev opsamlet 360 l vand i snit fra lysimeter 3 og 4 og 375 liter fra lysimeter 5 og 6. Der var kun ubetydelige forekomster af isoproturon og dets metabolitter i drænvand, og således ingen signifikant forskel mellem de to sæt lysimetre. I 82 vandrøver, jævnt fordelt på de fire lysimetre, blev der kun i to prøver påvist detekterbare mængder af isoproturon, og i to andre prøver blev der påvist detekterbare mængder af N'-(4-isopropylphenyl)urea. Detektionsgrænsen for alle stoffer var 0,02 ? g/l. 48% henholdsvis 55% af den udsprøjtede radioaktivitet på lysimeter 5 og 6 blev genfundet i de øverste 10 cm af jordlaget, mens der blev genfundet 17 og 14% i jordlaget fra 10-20 cm. Ved ekstraktion med henholdsvis en vandig CaCl₂ opløsning og acetonitril kunne der kun ekstraheres 0,49 henholdsvis 1,19% fra de øverste 10 cm i lysimeter 5, mens der kunne ekstraheres 0,2 og 0,56% fra lysimeter 6. Under 10 cm's dybde kunne der ikke ekstraheres målbare mængder.

Erkendtlighed

Denne undersøgelse er udført med økonomisk støtte fra Statens Jordbrugs- og Veterinærvidenskabelige Forskningsråd samt fra Det Strategiske Miljøforskningsprogram. Vi siger tak til Marianne E. Nielsen, Jakob Rindom og Bente Laursen for omhyggeligt og kompetent udført teknisk arbejde.

Litteratur

- Blair AM, Martin TD, Walker A & Welch SJ.* 1990. Measurement and prediction of isoproturon movement and persistence in three soils. *Crop Protection* 9, 289-294.
- Cox L, Walker A & Welch S.* 1996. Evidence for the accelerated degradation of isoproturon. *Pesticide Science* 48, 253-260.
- Croll BT, Chadwick B & Knight B.* 1992. The removal of atrazine and other herbicides from water using granular activated carbon. *Water Supply*, 10, 111-120.
- Felding G, Odgaard P & Helweg A.* 1996. Leaching of mecoprop determined in lysimeters containing undisturbed soils. Proceedings of the Second International Weed Control Congress, Copenhagen, Denmark, 317-324.
- GEUS.* 2000. Brüscher, W., Felding, G. & Juhler, R. Pesticider og nedbrydnings-produkter. I Grundvandsovervågning 2000, GEUS (ISBN 87-7871-083-9, redaktør: Stockmarr, J.), 61-80.
- Hoof FV, Ackerman SP & Celens J.* 1992. N-herbicides in the river Meus basin in Belgium and their behaviour during water treatment. *Water Supply* 10, 81-88.
- Johnson BG & Wan JI.* 1988. Results and implications from monitoring German raw water for residues of a wide range of pesticides. Brighton Crop Protection Conference – Pest and Diseases. 319-328.
- Kulshresta G & Singh SB.* 1995. Fate of isoproturon in soil: A review. *Toxicological and Environmental Chemistry*, 48, 195-211.
- Landbruksministeriet.* 1985. Jordprofilundersøgelsen, København.
- Landbruksministeriet, Plantedirektoratet.* 1994. Fælles arbejdsmetoder for jordbundsanalyser. 94 pp.
- Miljøstyrelsen.* 2000. *Bekæmpelsesmiddelstatistik 1999, orientering fra Miljøstyrelsen nr. 11 2000.*
- Rhoades JD.* 1986. Methods of Soil Analysis part 2, American Society of Agronomy, 149-151.
- Sirwardana TGD, Blair AM & Bartlett BO.* 1981. The leaching of chlortoluron, isoproturon and metoxuron as determined by bioassay of soil columns. Proceedings EWRS Symposium Theory Practice Use Soil Applied Herbicides. 309-317.
- Terce M & Calvert R.* 1978. Adsorption of several herbicides by montmorillonite, kaolinite and illite clays. *Chemosphere* 7, 365-370.
- Weber JB.* 1972. Interaction of organic pesticides with particulate matter in aquatic and soil systems. *Advanced Chemistry Series* 111, 55-120.

Modellering af tørdeposition af gasformige pesticider til vandløb

Modelling of the dry deposition of gaseous pesticides to streams

Willem A.H. Asman

Danmarks Miljøundersøgelser

Afdeling for Atmosfærisk Miljø

Frederiksborgvej 399

DK-4000 Roskilde

Summary

An existing model to estimate the accumulated emission of pesticides during the first 7 days after application to plants (Smit *et al.*, 1998) was coupled to a K-type steady state atmospheric transport and deposition model and a model for uptake of pesticides in streams. The resulting integrated model is applied to get a first estimate of the dry deposition of pesticides to streams. In this model it is assumed that the wind is always coming from the same direction: first over the sprayed field, then over a non-spray zone and at last over a stream. Dry deposition of gaseous pesticides to streams increases with decreasing Henry's law coefficient (c_g/c_w), with increasing water depth, flow, slope ($m\ m^{-1}$) and temperature of the stream. The flux to the stream is reduced if the pesticide is already present in the stream. The same model can be used to estimate the volatilization of pesticides from streams. Results of the model show that the dry deposition (in $g\ ha^{-1}$) of highly water soluble pesticides to streams downwind a 100 m long field with 5 m non-spray zone onto which such pesticides are applied can be as high as about 30% of the emitted amount (in $g\ ha^{-1}$).

Indledning

En del af den mængde pesticider som sprøjtes på en mark, afsættes ikke på denne mark, men havner i andre dele af miljøet. Dråber, der dannes under selve sprøjtningen, kan transporteres med vinden udover markkanten og afsættes der (kaldes dråbeafdrift her). Udover dråbeafdrift, er der andre processer, som forårsager, at pesticider afsættes udenfor marken. En del af pesticidet fordamper, mens dråberne er ved at falde i luften, eller fordamper fra sprøjtede overflader (planter, jord), og en del af denne mængde kan også transporteres med vinden og afsættes udenfor marken. En del af dråberne kan desuden fordampe, således at der bliver aerosolpartikler tilbage, som indeholder pesticid, og som er så små, at de ligesom gasser ikke afsættes ved tyngdekraften. De kan af denne grund transporteres over større afstande. Desuden kan vinden ophvirvele jordstøv, hvor der befinner sig pesticid i, og støvet kan også afsættes udenfor marken. Når et stof befinner sig i atmosfæren, kan det fjernes ved følgende processer:

- ? Tørdeposition. Ved tørdeposition transporterer stof (gasser, partikler) med hvirvler i luften til overfladen (vegetation, jord, vand osv.). Stoffet afsættes, hvis overfladen er i stand til at

- ? optage stoffet. For partikler og dråber (dråbedrift) med en radius større end ca. 5 ?m gælder, at de også afsættes under indflydelse af tyngdekraften.
- ? Våddeposition. Derved forstås optagelse i skydråber (in-cloud scavenging) eller regndråber/snefnug (below-cloud scavenging) og transport ved regndråber/snefnug til overfladen. Våddeposition foregår kun når det regner eller snør (5-10% af tiden).

Det skal bemærkes, at pesticider kan nedbrydes i atmosfæren, og at reaktionsprodukterne ofte vil have andre egenskaber end udgangsstoffet og derved også fjernes med en anden hastighed fra atmosfæren end udgangsstoffet. Al afsætning udenfor marken kaldes også vinddrift. Det omfatter al pesticid, der transportereres med vinden og afsættes bagefter, dvs. ikke kun afdrift af dråber, men også af gasformig pesticid eller af små aerosolpartikler, som er tilbage, når dråberne er fordampet. Ordet vinddrift anvendes næsten altid til at beskrive dråbeafdrift, hvilket er meget forvirrende. Pesticider kan direkte efter sprøjtingen lige udenfor marken afsættes i form af:

- ? Dråbedrift
- ? Tørdeposition af gasformig pesticid.
- ? Våddeposition af gasformig pesticid.

I pilotprojektet “Luftmodeller for pesticider til brug for risikovurderingen”, som fik bevilling fra Miljøstyrelsen, blev det undersøgt, hvor vigtigt tørdeposition og våddeposition maksimalt kunne være i forhold til dråbeafdrift (Asman, 1999). Resultaterne viste, at tørdeposition af gasformig pesticid tæt ved den sprøjtede mark potentielt kunne være omrent lige så vigtig som dråbeafdrift, forudsat at det pesticid, som nåede overfladen, også blev optaget. På det tidspunkt var der ikke nogen information om, hvordan det blev optaget af overfladen, og derfor var det umuligt at sige hvor stor optagelsen vil være i praksis. Beregninger viste, at våddeposition tæt ved en sprøjtet mark ikke er særlig effektiv. Den maksimale våddeposition, forudsat at alt pesticid som kommer i kontakt med regndråberne bliver optaget, var ved en meget høj regnintensitet på 10 mm timen^{-1} meget mindre end den maksimale tørdeposition. I projekterne “Estimering af tilførsel af pesticider til vandmiljøer via atmosfæren” (med bevilling fra Miljøstyrelsen) og “Pesticidhandlingsplanen” er der udviklet en model for tørdeposition til vandløb. Våddeposition er ikke taget med, fordi dens potentielle indflydelse ikke er så stor, idet det er svært at tage højde for et fænomen, som kun finder sted en brøkdel af tiden og fordi landmænd ikke forsøger at sprøjte når der forventes regn.

Der er nu bygget en integreret model, som i principippet gør det muligt, at forudsige hvor stor en mængde pesticid, der bliver afsat på et vandløb, når vinden hele tiden blæser over den sprøjtede mark i retning af vandløbet. Den integrerede model indeholder:

- ? En primitiv model for fordampning af pesticider (akkumuleret fordampet mængde i 7 døgn efter sprøjtingen).
- ? En sprednings- og depositionsmodel.

? En model for udveksling af pesticid mellem luft og vandløb.

Modellen skal ses som første forsøg på at udforme et beslutningsstøtteværktøj til estimering af tørdeposition til vandløb. Modellerne for spredning/deposition og for optagelse af pesticider er så avancerede at, de kan tage højde for variationerne på timebasis. Modellen for emission kan desværre kun forudsige den akkumulerede fordampede mængde i 7 døgn efter sprøjtingen, hvilket betyder, at den integrerede model får samme tidsopløsning. En anden komplikation er, at der er sprøjtefrie zoner langs med vandløb. Selvom sprednings- og depositionsmodellen i principippet kan tage højde for tørdeposition i disse zoner, foreligger der for tiden intet kendskab til, hvorvidt de pesticider, som i den sprøjtefrie zone transportereres ned til overfladen ved hjælp af lufthvirvler, også optages af overfladen. I de følgende delafsnit behandles de forskellige modeller, hvorefter sammenkoblingen til den integrerede model beskrives samt modelresultaterne.

Fordampning fra planter

Fordampning af pesticider fra planter afhænger af mange faktorer. Det skal først nævnes, at kun en del af pesticidet afsættes på planterne, en anden og ofte betydelig del afsættes på jorden. Fordampning af pesticider fra jord og planter afhænger delvis af samme faktorer, som meteorologiske forhold (temperatur, vind, atmosfærisk stabilitet, fugtighed, regn), men der er også forskelle. Pesticider kan f.eks. transportereres ned i jorden, således at de når grundvandet. Er de nået dertil, er det meget svært at komme op i atmosfæren igen. Fordampning afhænger bl.a. også af planternes overflade.

Da der er så mange processer involveret, er det svært at modellere fordampning af pesticider fra planter, især som funktion af tiden. Smit *et al.* (1998) har af denne grund forsøgt at gøre problemet an på en mere empirisk måde. De undersøgte med hvilke fysisk-kemiske egenskaber, eller kombinationer heraf, af pesticiderne, den akkumulerede fordampning de første 7 døgn efter sprøjtingen var bedst korreleret. De tog udgangspunkt i felt- og kammermålinger, som fandtes i litteraturen. De forkastede nogle eksperimenter med blandingsprodukter, og stoffer som meget hurtig nedbrydes fotokemisk. De korrigerede om nødvendig for temperaturforskelle, for den mængde der nåede jorden og for eksperimentets længde. De forsøgte at korrelere den akkumulerede fordampning efter 7 døgn ved 20°C udtrykt i procentdel af doseringen ($CV_{7,20}$) med damptryk, Henry's lov konstant, K_{ow} , damptryk/ K_{ow} og Henry's lov konstant/ K_{ow} . Konklusionen var, at den bedste empiriske korrelation var ($n= 24$ og $r^2 = 0,77$):

$$^{10}\log CV_{7,20} = 1,528 + 0,466 \cdot ^{10}\log VP ; \text{ for } VP = 10,3 \text{ mPa} \quad (1)$$

hvor VP er damptrykket (mPa). Denne relation er behæftet med en betydelig usikkerhed, men den er ret nem at anvende og kan betragtes som et første gæt af den procentuelle fordampning. I modellen kan fordampningen også estimeres ved andre temperaturer ved at lave en temperaturkorrektion for damptrykket, som afhænger af stoffets fordampningsvarme.

Spredning og tørdeposition

Mekanisk turbulens opstår ved vindens opbremsning mod jordoverfladen, hvorved vindhastigheden aftager ved overfladen. Hvis overfladen er jævn, f.eks. en plan græsmark, bliver den mekaniske turbulens svag. En mere ru overflade i form af en høj bevoksning eller en skov giver en større mekanisk turbulens. Sprednings- og depositionsmodellen er en såkaldt steady state K-model (Asman, 1998). Den er 2-dimensionel og beskriver koncentration i luften som funktion af nedstrømsafstanden og højden. Modellen beskriver ikke, hvordan stof fordeles i den horizontale retning på tværs af vindretningen. I ikke alt for store afstande nedstrøms en sprøjtet mark (dvs. en afstand svarende til et par gange markens længde på tværs af vindretningen) er den spredning på tværs af vindretningen ikke så stor, at den påvirker koncentrationen. En 2-dimensionel model er af denne grund velegnet til at give en generel beskrivelse af spredning og deposition forholdsvis tæt ved en sprøjtet mark. I denne artikel gives kun information og ligninger om mekanisk turbulens, som er den form for turbulens, der generelt set er vigtigst og finder sted i en såkaldt "neutral atmosfære". Modellen kan dog også beskrive andre situationer.

I modellen antages, at atmosfæren er bygget op af mange vertikale lag, og at de meteorologiske forhold for hvert lag er ens overalt i modelområdet. Hvert lag har sin egen vindhastighed, som tiltager med logaritmen af højden. Det antages, at der er udveksling af luftpakker mellem lagene. Udvekslingshastigheden afhænger af turbulensen og højden og beskrives med en såkaldt eddy diffusionskoefficient. Den beskriver turbulent transport, dvs. transport forårsaget af hvirvler. Denne diffusionskoefficient er langt større end den molekulære diffusionskoefficient.

I modellen finder der kun emission sted, hvor der er sprøjtet, og den emitterede mængde pesticid puttes ved beregningerne i det nederste lag i modellen. Et stykke nedstrøms af den sprøjtede mark har udvekslingen sørget, for at en del af pesticidet befinner sig i højere lag. På denne måde får man beskrevet, hvordan en (røg)fane spreder sig og koncentrationerne fortyndes som funktion af afstanden til emissionsområdet.

Meget tæt ved overfladen (størrelsesorden: den nederste 1 mm) er der et lag, hvori der ikke er nogen turbulens mere. Det kaldes laminært grænselag. Transporten igennem dette lag finder sted ved molekulær diffusion. Den er forholdsvis langsom og kan af denne grund begrænse, hvor hurtig en gas kan transporteret til overfladen. Ikke alt pesticid, som når overfladen, behøves at blive optaget i overfladen. Det kan også transporteret tilbage igen til atmosfæren. Det er processer i overfladen, som bestemmer om pesticidet optages eller ej, og de kan derfor også være begrænsende for, hvor hurtig en gas kan transporteret til overfladen. I modellen skal pesticidet først transporteret fra midtpunktet i det laminære lag til det laminære grænselag, igennem dette lag og så skal det optages i overfladen. De efter hinanden følgende skridt, som hver for sig kan begrænse transporthastigheden, kan matematisk beskrives på samme måde som 3 elektriske modstande i serie:

$$r_{total} = r_a + r_b + r_c \quad (2)$$

hvor:

- r_{total} = totale modstand for transport eller udveksling med overfladen (s m^{-1}).
- r_a = modstand for transport fra midt i det nederste lag af atmosfæren til det laminære grænselag (s m^{-1}). Den afhænger af turbulensen og højdeforskellen.
- r_b = modstand for transport igennem det laminære grænselag (s m^{-1}). Den afhænger af både turbulensen, det gasformige pesticids egenskaber (bl.a. diffusionskoefficienten i luft) og overfladen. Den er af denne grund forskellig for lav vegetation og vand.
- r_c = modstand for optagelse i overfladen (s m^{-1}). Den afhænger af processerne i overfladen. For vegetation kendes den ikke. For vandløb behandles den mere detaljeret i næste afsnit.

Den mængde der transportereres pr. m^2 pr. sekund (fluks) fra/til midtpunktet i det nederste modellag og overfladen er:

$$F = v_{\text{udv}} \frac{1}{r_a + r_b + r_c} (c_{\text{luft,midt}} - c_{\text{luft,overflade}})$$

(3)

hvor:

- F = fluks ($\text{kg m}^{-2} \text{s}^{-1}$). Fluksen er pr. definition negativ, hvis der fjernes stof fra atmosfæren, og positiv hvis der tilføres stof til atmosfæren.
- v_{udv} = udvekslingshastighed (m s^{-1}).
- $c_{\text{luft,midt}}$ = koncentration af pesticid i luften i midtpunktet af det nederste lag (kg m^{-3}).
- $c_{\text{luft,overflade}}$ = koncentration af pesticid i luften i overfladen eller en tænkt koncentration af pesticid i luften der kunne være i ligevægt med koncentrationen i overfladen opløst i vand (kg m^{-3}).

Ligningen viser at fluksen afhænger af alle modstande og af koncentrationsforskellen mellem midtpunkt af det nederste lag og overfladen. Desuden viser den, at hvis koncentrationen i luften er større end i overfladen transportereres stof til overfladen, mens der i den modsatte situation emitteres stof fra overfladen til atmosfæren. Transporten kan altså gå begge veje.

En model for udveksling af pesticid mellem luft og vandløb

Fra (3) findes fluksligningen for vand ved at erstatte $c_{\text{overflade}}$ med $H c_{\text{vand}}$:

$$F = v_{\text{udv}} \frac{1}{r_a + r_b + r_c} (c_{\text{luft,midt}} - H c_{\text{vand}})$$

Herved antages, at der ved vandets overflade er ligevægt mellem koncentrationen i luft og i vand. H er Henry's lov konstanten, som her er defineret som:

$$H = \frac{\text{ligevægtskoncentration i luft}}{\text{ligevægtskoncentration i vand}} = \frac{c_{\text{luft}}}{c_{\text{vand}}}$$

Der antages, at pesticidet ikke reagerer i vandet, fordi så skal v_{udv} tilpasses. Ingeniører kender samme type ligning som (4) og kalder v_{udv} den generelle masseoverførselskoefficient i gasfasen (Schwartz, 1992).

Nu skal vi finde overflademodstanden r_c for vand. Den bestemmes bl.a. af turbulensen i vandet. Er vandet meget dybt eller stillestående, som på havet og i søer, er det vinden, som blæser over vandet, som forårsager turbulens i vandet. Strømmer vandet, og er det ikke så dybt, så er det strømning af vandet over ujævnheder i bunden af vandløbet, der hovedsagelig bestemmer turbulens i vandet. Udvekslinghastigheden af O_2 (ilt) mellem luften og vand (iltning) for vandløb bestemmes hovedsagelig af r_c . For O_2 findes der mange målinger, som beskriver iltning som funktion af vandløbets egenskaber (strømhastighed, dybde, hældningen og temperatur). Diffusionskoefficienten af pesticider i vand (D_{vand}) er dog forskellig fra den for O_2 , men iltningsligningen kan tilpasses, således at den også gælder for pesticider. Thyssen og Erlandsen (1987) har målt iltning i danske vandløb og giver en empiriske relation for iltningen som funktion af vandløbets egenskaber. Tabel 1 giver minimum og maksimum værdier af de danske vandløb Thyssen og Erlandsen (1987) har målt i. Kombinationen af alle forskellige udtryk giver følgende ligning for r_c ($s m^{-1}$):

$$r_c = \frac{4,3 \cdot 10^{24} H}{d_w^{0,58} D_{w,20}^{0,5} u^{0,734} S^{0,93} 1,0241^{t/20}} \quad (6)$$

hvor:

H = Henry's lov konstant ved den aktuelle temperatur

d_w = gennemsnitlige vanddybde (m)

$D_{w,20}$ = diffusionsoefficent af det gasformige pesticid i vand ved 20°C ($m^2 s^{-1}$)

u = gennemsnitlige strømhastighed ($m s^{-1}$)

S = hældning (m pr. m vandløbstrækning)

t = vandtemperatur (?C)

(Det skal bemærkes, at der egentlig er brug for en faktor i (6), som er 1, og sørger for, at enhederne kommer til at passe. Denne faktor er dog ikke vigtig for resultatet.)

Fra (6) kan ses, at modstanden for optagelse af gasser bliver mindre når:

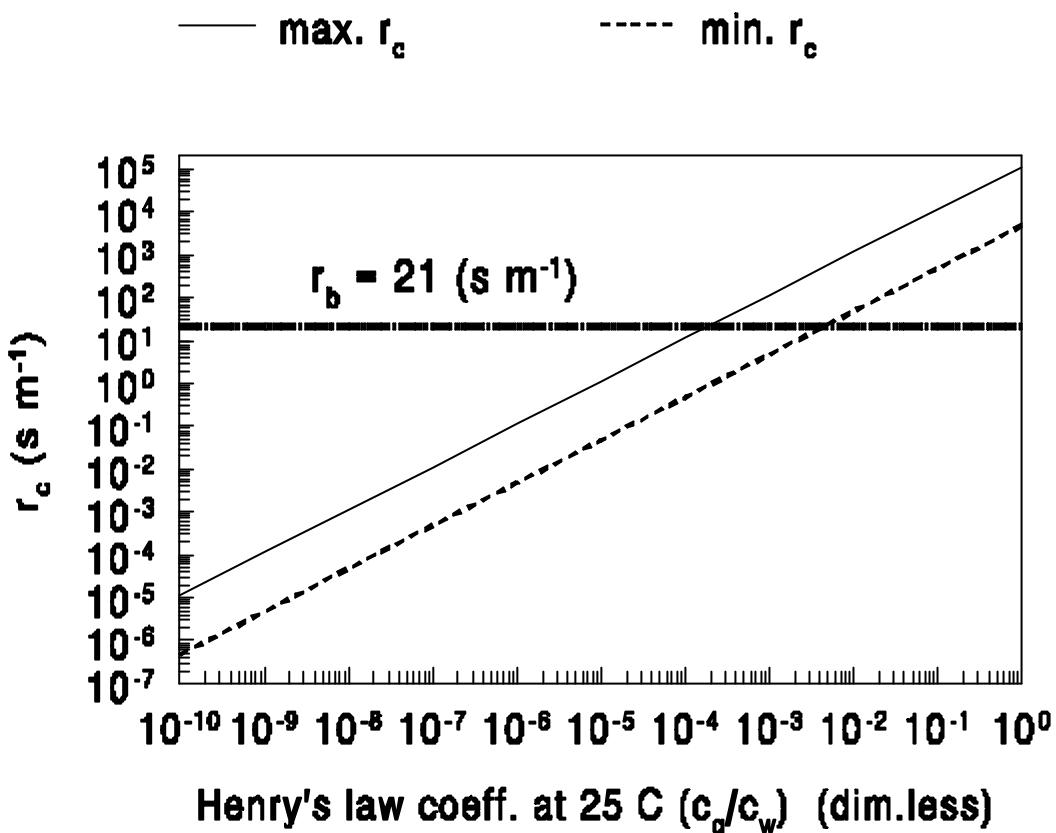
- ? Henry's lov konstant bliver mindre (mere vandopløselige gasser).
- ? Vanddybden bliver større (gassen kan fordeles over en større dybde).
- ? Diffusionskoefficienten i vand bliver større (diffunderer hurtigere ind i vandet).
- ? Strømhastigheden bliver større.
- ? Vandløbets hældning bliver større.
- ? Temperaturen tiltager.

Tabel 1. Minimum og maksimum parameterværdier i ltningsmodellen for vandløb (Thyssen og Erlandsen, 1987). Minimum and maximum values of parameters in the oxygen reaeration model for streams (Thyssen and Erlandsen, 1987).

Parameter	Minimum værdi Minimum value	Maksimum værdi Maximum value
Strømhastighed ($m\ s^{-1}$)	0,06	0,52
Mean velocity of flow stream		
Vanddybden (m)	0,12	1,37
Mean depth stream		
Hældningen (m pr. m vandløb)	$0,3 \cdot 10^{-3}$	$7,4 \cdot 10^{-3}$
Slope of stream		

Usikkerheden i (6) er ret stor. Usikkerheden i r_c på grund af usikkerheden i iltningsligningen kan godt være en faktor 2. Usikkerheden i Henry's lov konstanten kan være endnu større. Er overflademodstanden r_c større end den laminære grænselagsmodstand r_b , betyder det, at tørdepositionen af pesticidet til vandløbet hovedsagelig bestemmes af optagelseshastigheden i vandløbet. Er det modsatte tilfældet, så er det for det meste transport i luften til eller igennem det laminære grænselag, der bestemmer tørdepositionshastigheden til vandløbet. Figur 1 viser hvordan r_c ved 15°C ændrer sig som funktion af Henry's lov konstanten (her for nemhedens skyld givet ved 25°C) for den minimale og maksimale værdi baseret af Thyssen og Erlandsen (1987) i tabel 1. Den er sammenlignet med en repræsentativ værdi af r_b .

Figur 1 viser, at overflademodstanden i vandløbet r_c kun er af betydning for stoffer med en Henry's lov konstant ved 25°C $> 10^4$, det vil sige de lidt vandopløselige pesticider som pendimethalin. For de fleste øvrige pesticider, der anvendes i Danmark, er overflademodstanden meget lille, det vil sige, at vandløbet optager al pesticid, med mindre vandet er mættet med pesticider. Der har været en tendens at gå over til mere vandopløselige pesticider. Det betyder automatisk en større tørdeposition i vandløb nedstrøms en sprøjtet mark.



Figur 1. Minimum og maksimum overflademodstand r_c tørdeposition af et gasformigt pesticid til et vandløb ved 15°C som funktion af Henry's lov konstanten ved 25°C sammenlignet med r_b (beregnet med minimum og maksimumværdier fra tabel 1). Minimum and maximum surface resistance for dry deposition of a pesticide in the gas phase to a stream as a function of the Henry's law coefficient at 25°C compared with r_b (calculated with the minimum and maximum values from table 1).

Den integrerede model

Alle 3 modeller integreres, hvorved det er muligt at regne den akkumulerede emission og den akkumulerede tørdepositionen til den sprøjtefrie zone og til vandløbet ud. Da vi ikke kender overflademodstanden r_c for den sprøjtefrie zone, udføres der to beregninger: én hvor det er antaget at r_c har samme værdi som for vandløbet, og én hvor det er antaget, at r_c er så stor, at der slet ikke finder tørdeposition til den sprøjtefrie zone sted. Det antages ved beregningerne også, at pesticidkoncentrationen i vandet er 0 (eller så lav, at den ikke er mærkbar mættet). En ulempe af metoden er, at resultatet er akkumuleret over 7 døgn. I det danske klima er det ikke normalt, at vindretningen er konstant 7 døgn i træk. I principippet kunne man tage højde for det ved at gange resultaterne af en beregning med den fraktion af tiden vinden blæser fra marken over vandløbet. Resultatet bliver alligevel ikke så godt, fordi emissionen vil være størst i begyndelsen, og derved er det især vigtigt hvilken vindretning man har i begyndelsen. Her er der valgt et eksempel ved konstant vindretning, hvor doseringen af aktivstoffet vilkårligt er sat til 1 g ha^{-1} , den sprøjtede mark er 100 m

lang i vindretningen, der er en sprøjtefri zone på 5 m og vandløbet er 2 m bredt, har en strømhastighed på $0,5 \text{ m s}^{-1}$, en dybde på 0,5 m, en hældning på $0,001 \text{ m m}^{-1}$ og en temperatur på 10°C . Det er ved eksemplet antaget, at jorden mere eller mindre er dækket med planter, når der sprøjtes med stoffet. I dansk praksis vil det dog ikke være tilfældet for disse stoffer, da de for det meste vil blive anvendt tidligt i sæsonen.

Tabel 2. Akkumuleret emission fra sprøjtede marker og den forårsagede tørdeposition i en 5 m bred sprøjtefrie zone og på et 2 m bredt vandløb. Accumulated emission from sprayed fields and the resulting dry deposition onto a 5 m wide non-spray zone and onto a 2 m wide stream.

Pesticid	r_c sprøjtefri ¹⁾ zone (s m^{-1})	Emission (g ha^{-1})	Tørdep. sprøjtefrie zone (g ha^{-1})	Tørdep. vandløb (g ha^{-1})
	r_c non-spray zone (s m^{-1})	Emission (g ha^{-1})	Dry dep. non-spray zone (g ha^{-1})	Dry dep. stream (g ha^{-1})
isoproturon	vandløbsværdi	0,13	0,0031	0,0036
	meget stor	0,13	0,0	0,0041
metamitron	vandløbsværdi	0,18	0,045	0,052
	meget stor	0,18	0,0	0,059
pendimethalin	vandløbsværdi	0,35	0,067	0,069
	meget stor	0,35	0,0	0,075
fenpropimorph	vandløbsværdi	0,30	0,074	0,085
	meget stor	0,30	0,0	0,096

¹⁾ vandløbsværdi = same value as for the stream; meget stor = very large.

Det kan ses fra tabellen, at der for denne situation ikke er den store forskel for tørdeposition til vandløb, hvis r_c -værdien for den sprøjtefrie zone er den samme som for vandløbet, eller når dens værdi er meget stor (ingen tørdeposition til den sprøjtefrie zone). Det ses også, at tørdepositionen i den sprøjtefrie zone er lidt mindre end den på vandløbet, hvis r_c for sprøjtefrie zoner får vandløbsværdien. Det skyldes en lidt anden værdi for den laminære grænselagsmodstand for vegetation end for vandløb. Ganzelmeier (1995) viser, at deposition forårsaget af dråbedrift er ca. 0,7% af doseringen i 7,5 m nedstrøms fra en sprøjtet mark. I samme afstand er vi i ovenstående eksempel ca. over vandløbet, og tørdepositionen kan her være op til ca. 30% af den emitterede mængde. Hvis den emitterede mængde f.eks. er 30% af doseringen som for fenpropimorph, så betyder det, at tørdepositionen til vandløbet er ca. 30% af 30% = 9% af doseringen i ca. 5-7 m afstand fra marken. Dette tal er temmelig usikkert, men viser i hvert fald, at tørdeposition kan have stor betydning, og kan være større end dråbedrift til vandløb. Det skal dog bemærkes, at disse beregninger viser resultatet fra en konstant vindretning. Blæser vinden ikke kun fra marken til vandløbet, så kan tørdepositionen til vandløbet blive betydeligt mindre. Generelt set aftager tørdepositionen ikke så hurtigt med afstanden, hvis r_c er meget lille, som dråbedrift gør (Asman, 1999). Et eksempel, hvor marken er ca. 25 m lang i vindretningen, viser, at tørdepositionen til

vandløbet bliver ca. halveret sammenlignet med situationen for en 100 m lang mark med samme dosering. Det viser, at tørdepositionen er afhængig af hvor stor marken er.

Litteratur

- Asman W.* 1998. Factors influencing local dry deposition of gases with special reference to ammonia. *Atmospheric Environment* 32, 415-421.
- Asman W.* 1999. Modelling atmospheric transport and deposition of pesticides up to 2 km from a source. Rapportudkast til Miljøstyrelsen, København.
- Ganzelmeier H, Rautmann D, Spangenberg R, Strelöke M, Hermann M, Wenzelburger HJ & Walter H-F.* 1995. Untersuchungen zur Abtrift von Pflanzenschutzmittlen im Freiland. Richtlinien für die Prüfung von Pflanzenschutz. Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land und Forstwirtschaft. Heft 304, Berlin, Tyskland.
- Schwartz SE.* 1992. Factors governing dry deposition of gases to surface water. In Schwartz, S.E. og Slinn, W.G.N. Precipitation scavenging an atmosphere-surface exchange. Hemisphere Publishing Corporation, Washington DC, USA.
- Smit AAMFR, Leistra M & van den Berg F.* 1998. Estimation method for the volatilization of pesticides from plants. Report 4, Environmental Planning Bureau Series 2, DLO Winand Staring Centre, Wageningen, Holland.
- Thyssen N & Erlandsen M.* 1987. Reaeration of oxygen in shallow, macrophyte rich streams: II. Relationship between the reaeration rate coefficient and hydraulic properties. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 72, 575-597.

Pesticidforurenninger på og under vaske- og fyldepladser for sprøjter

Pesticide pollution on and below sites used for mixing and loading

Arne Helweg & Mette Rabølle
Danmarks JordbruksForskning
Afdeling for Plantebeskyttelse
Forskningscenter Flakkebjerg
DK-4200 Slagelse

Henrik Bay
NIRAS A/S
Sortemosevej 2
DK-3450 Allerød

Hans Peter Birk Hansen
Bornholms Amt
Teknisk Forvaltning
Østre Ringvej 1
DK-3700 Tønne

Alex Sonnenborg
GEUS
Thoravej 8
DK-2400 København NV

Lars Stenvang
Landbrugets Rådgivningscenter
Skejby
DK-8200 Århus N

Summary

Sites used for loading and mixing of pesticides in spray tanks may be point sources of pesticides. The pollution may happen by accidental spills during filling, disposal of excess spray solution or rinsing of sprayer and tractor, or from the nozzles on the sprayer.

The paper describes analysis of secondary groundwater sampled 2 to 4 meters below the soil surface and analyzed for 23 or 46 different compounds in two Danish counties (Storstrøm and Bornholm). Further the surface pollution in the soil was determined by elution with water of soil sampled in the top 10 cm.

In all water samples pesticide pollution above the drinking water level was determined, and the highest and the most pesticides were found below sites on machine pools. The highest concentrations were thus found on Bornholm below loading and mixing sites on machine pools, where the highest concentrations were the phenoxyherbicides dichlorprop (750 ? g/l) and 2,4-D (800 ? g/l). The herbicides bentazon, mecoprop and dinoseb were also found at relatively high concentrations (5 to 60 ? g/l).

Water was used to elute surface soil (0 – 10 cm) sampled at sites used for loading and washing of sprayers. These analyses also showed relatively high concentrations of pesticides. 24 different pesticides and metabolites were found, and though most concentrations were below 10 ? g/l, about 10% of the samples contained more than 50 ? g/l.

Indledning

Fyldning af sprøjter, vask af den benyttede sprøjte og traktor, spild af koncentrerede pesticider og tømning af sprøjten for rester af op blandet sprøjtevæske samt overskumning og utætte dryppende dyser er alt sammen forhold, som kan skabe punktforureninger. Vaske-/fyldepladser ligger ofte på gårdspladser eller andre steder, hvor overfladen er dækket af grus og sten, og hvor forholdene for binding og nedbrydning er dårlige. Yderligere ligger disse pladser ofte tæt på brønde og boringer.

Fra det engelske IPU Task Force er det opgivet, at den mængde sprøjterest, som sidder udvendig på sprøjten, svarede til en normaldosering på 7 m^2 (0,7 g IPU) efter sprøjtning af 40 ha. Cooper og Taylor (1998) angiver, at deres afvaskning svarer til 50 m^2 , og ifølge Ganzelmeier (1998) blev der afvasket mellem 0,1 og 1,2 g. Den afvaskede mængde kunne dække 18 m^2 . Regner vi med 1 kg/ha, svarer de fundne mængder til, at der afvaskes mellem 0,7 og 5 g ved en sprøjtevask. Indvendig rengøring af sprøjten angives af Ganzelmeier (1998) at kunne medføre pesticidrester på mellem 1 og 9 g.

Spild af koncentreret sprøjtevæske kan f.eks. ske ved, at der under påhældning sker sprøjtflyvning, eller at dunken vælter. Der kan ikke estimeres en frekvens for dette, men det må anses for en mulig risiko. Udtømning af resterende sprøjtevæske fra tanken efter afsluttet sprøjtning kan være en anden alvorlig kilde til forurening. I de fleste sprøjter vil restmængden af sprøjtevæske udgøre mellem 5 og 40 liter (Gummer Andersen, Pers. meddelelse). Hvis der regnes med en koncentration i sprøjtevæsken på mellem 1 og 5 g pr. liter (Helweg, 2000a), så kan der på denne måde deponeres mellem 5 og 200 g aktivt stof ved denne tømning.

En række anbefalinger har gennem de senere år været anført for at begrænse risikoen. Specielt har man fra svensk, tysk og dansk side været opmærksom på forureningsproblemerne i forbindelse med håndtering af pesticider (Torstensson *et al.*, 1994; Torstensson and Castillo, 1997; Ganzelmeier, 1998; Fisher *et al.*, 1998; Felsot, 1996; Frede *et al.*, 1998; Helweg, 1994). Der er p.t. en udredning i gang ved ADAS i England vedrørende problemer med fyldning og vask af sprøjteudstyr (André Carter og Steve Rose, pers. comm.)

Lokaliteter, som har været benyttet til vask og fyldning af sprøjteudstyr, må anses for at blive forurenede med pesticider i ret omfattende grad. Lokaliteterne vil ofte være beliggende nær gårdområderne og dermed ofte nær boringer og brønde, hvor der indvindes vand til husholdninger og kreaturer. Fylde-/vaskepladserne er derfor gennem flere år anset for at være mulige punktkilder i nærområdet ved gårdene (Helweg, 1994), og det anslås, at der er mulighed for ca. 45.000 af denne type pladser. Hertil kommer ca. 250 maskinstationer.

En undersøgelse ved en frugtplantage i Skælskør i begyndelsen af 1990'erne viste, at der i 6-10 meters dybde under en fylde-/vaskeplads kunne påvises koncentrationer på henholdsvis 80 og 390 ? g pr. liter af mechlorprop og dichlorprop, 5 år efter brugen af pladsen var ophørt (Jørgensen *et al.*, 2000). Også under en tidligere maskinstation i Allingåbro blev der 15-20 år efter ophør af brug af pladsen fundet høje rester af phenoxytsyre (Helweg *et al.*, 1999; Spliid *et al.*, 1999).

Denne artikel omfatter resultaterne af 2 større undersøgelser i Storstrøms og Bornholms Amter, hvor pesticidindholdet under fylde- og vaskepladser er undersøgt i sekundære grundvandsførende lag samt en undersøgelse af overfladeforureningen på en række pladser.

Metodebeskrivelse

Bornholms Amt

I Bornholms Amt blev 10 maskinstationer og 5 planteskoler/plantager undersøgt for pesticidforurening. Af disse 10 maskinstationer er hovedparten stadig aktive. Undersøgelserne blev fokuseret på grundvandet under vaskepladser og gårdspladser. Ved undersøgelserne blev der etableret et antal borer, der så vidt muligt søgte at afgrænse de områder, hvor en historisk redegørelse sandsynliggjorde, at der kunne være et hot-spot. Borerne blev placeret omkring og ikke igennem hot-spot. Borerne blev typisk udført med 4" rammeboring og blev filtersat med 20 mm PVC pejlerør, hvorfra der efterfølgende blev udtaget vandprøver. Vandprøver fra filtre omkring ét hot-spot (typisk 3 stk.) blev blandet til én prøve for at spare på de i forvejen voldsomme analyseudgifter. På hver lokalitet blev der endvidere etableret en eller få 6" snegleboringer for en detaljeret beskrivelse af de geologiske forhold.

Vandprøverne blev analyseret på Alfred Jørgensen Laboratorier for 46 stoffer. Filterne blev installeret mellem 1,5 og 6 meter under terræn, heraf de fleste i dybder mellem 2 og 4 meter under terræn.

Storstrøms Amt

Undersøgelserne omfattede analyser af vand opsamlet under fylde-/vaskepladser på 7 lokaliteter, heraf 3 maskinstationer, 2 landbrug, 1 grovvare- og kolonialhandel og 1 frilandsgartneri. Indledningsvist blev der udført en historisk redegørelse med det formål at kortlægge eventuel håndtering af miljøfremmede stoffer og herunder pesticider på lokaliteterne. I den historiske redegørelse blev vaskepladser, kemikalierum m.v. identificeret. Der blev ikke indhentet sprøjtejournaler i denne fase af projektet.

Med sneglebor blev der udført forede borer 2 – 4 meter under terræn. Filter blev installeret umiddelbart under vandspejlet. Herfra blev der udtaget vandprøver til analyse for pesticider på akkrediteret laboratorie. Analysepakken omfattede 23 stoffer svarende til det generelle forslag til pesticidkontrol af vandværksboringer (Miljøstyrelsen, 1997). Desuden blev der udført feltmålinger af ilt og pH ved udtagelsen af vandprøverne.

Overfladeforureninger på fylde- /vaskepladser

Jordprøver blev udtaget på fylde-/vaskepladser i det Nordvestsjællandske område. På opfordring fra det lokale konsulentcenter havde 7 landmænd meldt sig som interesserede i undersøgelsen. Heraf blev seks udvalgt til undersøgelsen. Der var dels tale om adskilte vaske- og fyldepladser og dels pladser, som blev benyttet til både fyldning og vask. Da der ikke var etableret dræn under pladserne som kunne anvendes til udtagning for at undersøge afstrømningen til vandløb og sører, blev potentialet for udvaskning belyst ved at udtagje jordprøver indenfor det øverste 0-10 cm jordlag eller fra opsamlingsbeholdere fra fylde-/vaskepladser. Prøveudtagning november 1999.

For at belyse udvaskningspotentialet af pesticider fra dette jordlag, blev jorden pakket i glassøjler (5 cm diameter, 30 cm jordsøjle). Søjlen mættes med 0,01 M CaCl₂ opløsning og henstår 24 timer, inden 1060 ml 0,01 M CaCl₂ opløsning svarende til 500 mm "nedbør" ledes igennem og opsamles til analysering.

Vandprøver blev før analysering fortyndet 100 gange for at undgå meget lave værdier og for at begrænse indflydelsen af ekstraherede organiske stoffer på analysen. Prøverne blev analyseret for i alt 43 pesticider og pesticidmetabolitter og for 7 phenoler ved ROVESTA Miljø I/S, Næstved.

Resultater

Resultaterne viste, at der er fundet forurenninger over drikkevandskriteriet på alle lokaliteter i amternes undersøgelser, og langt de fleste stoffer og de højeste koncentrationer blev fundet under maskinstationernes fylde-/vaskepladser. Analyser fra overfladelagene på fylde- og vaskepladser viser tilsvarende høje indhold af pesticider på almindelige planteavlsbedrifter.

Bornholms Amt

Ved undersøgelserne blev der konstateret overskridelser af drikkevandskriteriet i det sekundære grundvand under samtlige 15 lokaliteter. Overskridelserne er størst under maskinstationerne, hvorimod planteskolerne/plantagerne ikke umiddelbart gav helt så store grundvandsforurenninger.

Tabel 1 viser de højeste koncentrationer, som blev påvist på Bornholm under de 10 maskinstationer. Det ses, at langt de højeste koncentrationer var phenoxyssyrerne dichlorprop og 2,4-D med henholdsvis 750 og 800 ? g/l.

Tabel 1. Pesticidindhold i grundvand under vaske-/fyldepladser på Bornholm. Maksimale koncentrationer under maskinstationer (Bay og Birk Hansen, 2000).
Pesticide concentrations (max.. concentrations) in groundwater below sites used for mixing and loading on machine pools.

? 2,4 ? g/l (Dichlorprop)	? 11 ? g/l (Isoproturon)
? 18 ? g/l (Dichlorprop)	? 800 ? g/l (2,4-D)
? 750 ? g/l (Dichlorprop)	? 4,0 ? g/l (2,4-Dichlorphenol)
? 2,5 ? g/l (Isoproturon)	? 14 ? g/l (BAM)
? 2,6 ? g/l (Simazin)	? Glyphosat / AMPA: 63 ? g/l / 50 ? g/l (usikker – regnvand i brønd)
? 0,83 ? g/l (Cyanazin)	? Glyphosat / AMPA: 2,8 ? g/l / 1,6 ? g/l

Også antalsmæssigt blev phenoxyssyrerne fundet meget ofte. Tabel 2 viser, at dichlorprop, mechlorprop og 2,4-D blev fundet på henholdsvis 9, 8 og 7 af de 10 maskinstationer.

Tabel 2. Pesticidindhold i grundvand under vaske-/fyldepladser på Bornholm. Påviste pesticider under maskinstationer (Bay og Birk Hansen, 2000). Tallet efter pesticid-navnet angiver antal lokaliteter, hvor stoffet er påvist. F.eks. er 2,4-dichlorphenol påvist på 10 ud af 10 lokaliteter. Pesticide concentrations found in groundwater below sites used for mixing and loading on machine pools on Bornholm. Numbers indicate number of findings on the 10 sites (Bay og Birk Hansen, 2000).

? 2,4-Dichlorphenol - 10	? Malathion - 4	? Carbofuran - 1
? Simazin - 10	? Parathion – ethyl - 4	? Dichlobenil - 1
? Dichlorprop - 9	? Alachlor - 3	? DNOC - 1
? Mechlorprop - 8	? Bromoxynil - 3	? Fluazifop-p-butyl - 1
? 2,4 –D – 7	? Fenpropimorph - 3	
? 2,6-Dichlorbenzamid - 7	? Ioxynil - 3	? Metazachlor - 1
? Atrazin - 7	? Metamitron - 3	? Methabenzthiazuron - 1
? Bentazon - 7	? Propiconazol - 3	? Pendimethalin - 1
? Desisopropylatrazin - 7	? Triadimenol - 3	? Pirimicarb - 1
? Isoproturon – 7	? Triflualin - 3	? Prochloraz - 1
? MCPA - 7	? Dicamba - 2	
? Desethylatrazin - 6	? Dimethoat - 2	
? Terbutylazin - 6	? Dinoseb - 2	
? 4-Chlor-2-methylphenol - 5	? Lenacil - 2	
? Cynanzin - 4	? Propyzamid - 2	
? Hexazinon - 4	? Bromacil - 1	

Under fylde-/vaskepladser på plantager og planteskoler var koncentrationerne væsentlig lavere, og der blev også påvist væsentlig færre pesticider. Tabel 3 viser de højeste koncentrationer på disse lokaliteter.

Tabel 3. Pesticidindhold i grundvand under vaske-/fyldepladser på Bornholm maximale koncentrationer under plantager og planteskokers pladser (Bay og Birk Hansen, 2000). Pesticide concentrations (max. concentrations) in groundwater below sites used for mixing and loading on nurseries and plantations (Bay and Birk Hansen, 2000).

? 0,56 ? g/l (Triadimenol)
? 0,18 ? g/l (Desisopropylatrazin)
? 3,0 ? g/l (Hexazinon)
? 0,15 ? g/l (Clopyralid)
? 7,30 ? g/l (2,6-Dichlorbenzoesyre)

Tabel 4 viser det totale antal pesticider påvist under fylde-/vaskepladser på plantager og plantskoler, hvor atrazins metabolit (DIA) og dimethoat blev påvist på 3 af de 5 lokaliteter.

Tabel 4. Pesticidindhold i vand under vaske-/fyldepladser på Bornholm. Påviste pesticider på plantager og plantskoler (Bay og Birk Hansen, 2000). Tallet efter pesticidnavnet angiver antal lokaliteter, hvor stoffet er påvist. F.eks. er desisopro-pylatrazin påvist på 3 ud af de 5 lokaliteter. Pesticide concentrations in groundwater below sites used for mixing and loading on nurseries and plantations on Bornholm. Numbers indicate number of findings on the 5 sites (Bay and Birk Hansen, 2000).

- ? Desisopropylatrazin (3)
 - ? Dimethoat (3)
 - ? 2,6-Dichlorbenzoesyre (2)
 - ? Clopyralid (2)
 - ? Simazin (2)
 - ? 2,6-Dichlorbenzamid (1)
 - ? Atrazin (1)
 - ? Captan (1)
 - ? Desethylatrazin (1)
 - ? Fenitrothion (1)
 - ? Hexazinon (1)
 - ? Methabenzthiazuron (1)
 - ? Propyzamid (1)
 - ? Terbutylazin (1)
 - ? Triadimenol (1)
-

Storstrøms Amt

Undersøgelsen i Storstrøms Amt omfattede analyser af vand opsamlet under fylde-/vaskepladser på 7 lokaliteter, heraf 3 maskinstationer, 2 landbrug, 1 grovvare- og kolonialhandel og 1 frilandsgartneri. Der blev her etableret borer med filtre til udtagning i 2-4 meters dybde. Der blev analyseret for 23 stoffer og påvist 21, heraf blev der på 5 lokaliteter fundet pesticider i koncentrationer mellem 1 og 60 ? g/l.

Som det fremgår af tabel 5, er der fundet adskillige pesticider på hver lokalitet. I alt blev der observeret 21 af de 23 stoffer, der i projektet blev analyseret for. Som det fremgår af tabellen, er der også stor spredning på hvilke stoffer, der findes i de højeste koncentrationer på hver enkelt lokalitet. På 5 af lokaliteterne blev der observeret pesticider i koncentrationer over 5 µg/l, og på 3 lokaliteter blev der observeret pesticider i koncentrationer over 10 µg/l med 59 µg Bentazon/l som det kraftigste fund.

Tabel 5. Pesticidforurenninger under vaske-/fyldepladser i Storstrøms Amt. Undersøgte erhverv, antal stoffer påvist, samlet koncentration, maksimal koncentration og pesticid påvist i højest koncentration (Bay, 1999). Pesticide concentrations in groundwater below sites used for mixing and loading on farms, truck garden, machine pools and general shop (Bay, 1999).

Type	Antal stoffer Number of compounds	Samlet koncentra- tion (? g/l) Total concentration (? g/l)	Maksimal koncen- tration enkeltstof (? g/l) Max. concentration (? g/l)	Stof Compound
Landbrug Farm	7	0,4	0,2	Isoproturon
Landbrug Farm	11	22,4	13	2,6 Dichlorbenzamid
Frilandsgartneri Truck garden	5	63,8	59	Bentazon
Maskinstation Maschine pool	5	30,2	27	Dichlorprop
Maskinstation Maschine pool	7	6,0	5,1	Mechlorprop
Maskinstation Maschine pool	6	7,6	6,2	Dinoseb
Kolonialhandel General shop	7	1,1	0,3	2,6 Dichlorbenzamid

2,6 dichlorbenzamid (BAM), som er nedbrydningsproduktet fra blandt andet Prefix, findes på 4 af 7 lokaliteter, og på to lokaliteter udgør BAM den alvorligste punktkilde. Det er ikke overraskende, at der findes BAM på et så stort antal lokaliteter, idet undersøgelserne ofte har foregået på gårdspladser, hvor det er kendt, at Prefix har været anvendt til renholdelse af de befæstede arealer (perlesten etc.).

Udover BAM er det phenoxyssyrerne, isoproturon, bentazon og dinoseb, der findes i høje koncentrationer. Det vil sige, at de stoffer der observeres de kraftigste spild fra, er alle stoffer, der har været anvendt i vid udstrækning. Dichlorprop er det pesticid der i perioden 1956 til 1993 er anvendt i størst mængde i Danmark, og mechlorprop er det 6. mest anvendte pesticid (Bekämpelsesmiddelstatistik, Miljøstyrelsen, 1997). Begge stoffer findes da også på 5 af de 7 undersøgte lokaliteter.

Samlet set vurderes det, at antallet af stoffer er så højt, og koncentrationen, hvori stofferne findes, er så voldsom, at det er sandsynligt, at der på 5 af 7 lokaliteter er tale om lokale forurenninger, det vil sige punktkildeforurenninger opstået i forbindelse med håndtering af pesticider.

Pesticidforureninger på overfladen af fylde- og vaskepladser

Danmarks JordbrugsForskning og Landbrugets Rådgivningscenter har undersøgt potentialet for forurening fra fylde-/vaskepladser på 6 større landbrug på Sjælland. I denne undersøgelse blev der udtaget jord indenfor de øverste ca. 10 cm (oftest 0-5 cm) på pladserne, som i nogle tilfælde var adskilte fyldepladser og vaskepladser.

Jordprøverne blev pakket i glassøjler og udvasket med ca. 500 mm vand for at fastslå potentialet for udvaskning. (En prøve blev udvasket ved omrystning i 24 timer, idet der ikke kunne ledes vand gennem den pakkede søjle). Der blev analyseret for 43 forskellige pesticider og nedbrydningsprodukter og for at undgå, at også meget lave forureninger kom med, blev vandprøverne fortyndet 100 gange før analysering.

Der blev påvist 24 forskellige pesticider og metabolitter i vandprøverne. Koncentrationerne lå i de fleste tilfælde under 10 ? g pr. liter, men ca. 10% lå over 50 ? g pr. liter.

Tabel 6 viser de stoffer, som blev påvist i koncentrationer over 10 ? g pr. liter. Der var meget stor forskel på koncentrationerne, som også kunne tyde på, at enkeltstående spild var årsag til de høje koncentrationer. Enkelte pladser havde kun få og lave koncentrationer, og en enkelt fyldeplads var helt uden påvisning. De oftest påviste pesticider var isoproturon og propiconazol.

Tabel 6. Potentiel udvaskning af pesticider fra fylde- og vaskepladser. Analyse af vandige søjleudvaskninger af jord fra fylde- og vaskepladser. Kun stoffer, som er påvist i koncentrationer over 10 ? g/l, er medtaget (Helweg, Rabølle og Stenvang, upubliceret). Potential pesticide leaching from sites used for washing, mixing and loading on farms. Pesticide concentrations in water eluted from columns of soil sampled at the top 5 to 10 cm (Helweg, Rabølle and Stenvang, unpublished).

Pesticid eller metabolit Pesticide or metabolite	Vaske- plads ? g/l Washing site	Fylde- plads ? g/l Loading site	Fylde- plads ? g/l Loading site	Fylde- /vaske- plads ? g/l Loading site	Vaske- plads ? g/l Washing site	Fylde- plads ? g/l Loading site	Vaske- plads ? g/l Washing site	Vaske- plads ? g/l Washing site	Fylde- plads ? g/l Loading site
Atrazin				430				2,8	450
Bentazon	6,8							15	
Bromoxynil #								129	
Desethylatrazin				15					7,2
Ethofumesat #	9,2	6,7						3,2	14
Ioxynil #								123	1
Isoproturon	7,6	8,6	1,7		3			1.060	4,6
Lenacil				13					
Pendimethalin	1,9	2,9	2,4						100
Pirimicarb #	23							3,6	62,1
Propiconazol #	4,3	4,6	3,1	3,8			1,5	7,1	12
Terbutylazin	31						1,8	34	4,1

Analyseret ved ROVESTA Miljø I/S

x) Denne jordprøve er udrystet med vand, da der ikke løb vand gennem søjlen.

Tabel 6 viser, at der er påvist koncentrationer op til 1000 ? g/l, og på 3 lokaliteter er der koncentrationer over 100 ? g/l i udvaskningsvandet.

Propiconazol og isoproturon påvises i flest vandprøver, ekstrakter fra henholdsvis 7 og 6 af de 9 jordprøver indeholder disse to stoffer. Salget af disse midler i 1996, 1997 og 1998 viser da også, at isoproturon udgjorde henholdsvis 11, 12 og 17% af salget af ukrudtsmidler, og salget af propiconazol udgjorde henholdsvis ca. 8,8 og 9% af det totale salg af svampe-midler i 1996, 1997 og 1998 (Jf. Orientering fra Miljøstyrelsen, Nr. 10, 1997, Nr. 6, 1998 og Nr. 5, 1999).

Jordprøver er udtaget fra 6 forskellige landejendomme indenfor det øverste ca. 0-5 cm jordlag og pakket i glassøjler og udvasket med vand. Kun koncentrationer over 1 ? g/l kan angives, idet ekstrakterne er fortyndet 100 gange før analysering og laveste detektionsgrænse er 0,01 ? g/l. Jordprøver er udtaget efterår 1999. Koncentrationer i ? g/l.

Ethofumesat, pendimethalin og terbutylazin er påvist i 4 prøver og Atrazin, BAM og pirimicarb er påvist i 3 prøver.

Analyser af vand fra en samlebrønd, som opsamlede vand fra en fylde-/vaskeplads viste relativt høje koncentrationer (se tabel 7). Specielt påvisning af isoproturon i 11.710 ? g/l var høj (11,7 mg/l). Sandsynligvis som følge af udtømning af rest af sprøjtevæske. Koncentrationen er dog langt fra koncentrationen i sprøjtevæske, som ofte vil være i nærheden af 1000 mg/l.

Tabel 7. Pesticider påvist i vand fra samlebrønd ved fylde-/vaskeplads. Vand fra samlebrønd ledes ikke til recipient, men udspredes på jordoverfladen (Helweg, Rabølle og Stenvang, upubliceret). Pesticides concentrations in water from a reservoir collecting water from a site used for loading and washing of sprayers. The water will be spread out on soil surface (Helweg, Rabølle and Stenvang, unpublished).

Pesticider Pesticides	? g/l
Bromoxynil #	7,1
Dichlorprop	4,8
Fenpropimorph #	2,4
Isoproturon	11.710
MCPA	5,4
Mechlorprop	8,4
Pirimicarb #	11
Propiconazol #	27

Diskussion og konklusion

Vurderingen fra Bornholms Amt var:

? Forurening med pesticider fra maskinstationer og større landbrugs vaskepladser er en kil-

de til forurening af de primære grundvandsmagasiner.

- ? Der er problemer med at bortskaffe halvtom og tom pesticidemballage korrekt.
- ? Problemerne vurderes at være så store, at adfærd i forbindelse med omgang med pesticider og emballage skal diskuteres med kommunerne, der typisk har tilsynet med virksomhederne samt med de lokale landbrugsorganisationer.

I undersøgelsen i Storstrøms Amt konkluderede man:

- ? Det er et eller to pesticider, som udgør hovedparten af forureningen på den enkelte lokalitet.
- ? Forureningerne er derfor sandsynligvis opstået ved enkeltstående spil.

Konklusionen på undersøgelsen af pesticidkoncentrationen på overfladen og dermed potentialet for udvaskning fra fylde-/vaskepladser er:

- ? Der er meget stor forskel på koncentrationerne, hvilket også her tyder på, at enkeltpild er en meget vigtig faktor.
- ? Der er sammenfald mellem fund på pladsernes overflade og de konstaterede forureninger i det primære grundvand i amternes undersøgelse for isoproturon og bentazon.
- ? Phenoxyssyrerne er næsten ikke fundet i overfladejord, mens de er vigtige i grundvandsprøverne fra amternes undersøgelse. Årsagen er måske, at disse stoffer nedbrydes og udvaskes i overfladen, men er mere stabile i grundvandsmiljøet specielt under anaerobe forhold.

Konklusionen på fundene af pesticider på og under de undersøgte fylde-/vaskepladser er, at der med mellemrum optræder høje koncentrationer både på overfladen og under pladserne. Koncentrationerne er langt højere, end de findes i forbindelse med moniteringer under marker og i den almindelige grundvandsmonitering (GRUMO) (Brüscher og Felding, 1999). Hvor udbredte de høje koncentrationer er, hvor hurtigt de forsvinder, og i hvilket omfang de vil sprede sig til brønde, boringer og grundvand er ikke aklaret.

Sammendrag

På vaske- og fyldepladser for sprøjter kan der skabes punktforureninger. Dette kan ske ved fyldning af sprøjter, vask af den benyttede sprøjte og traktor, spild af koncentrerede pesticider og tømning af sprøjten for rester af op blandet sprøjtevæske samt overskumning og utætte dryppende dyser. Vaske-/fyldepladser ligger ofte på gårdspladser eller andre steder, hvor overfladen er dækket af grus og sten, og hvor forholdene for binding og nedbrydning er dårlige. Yderligere ligger disse pladser ofte tæt på brønde og boringer.

Denne artikel beskriver undersøgelser i Storstrøms og Bornholms Amter, hvor pesticidindholdet i 2-4 meters dybde under fylde- og vaskepladser er undersøgt i sekundære grundvandsførende lag samt en undersøgelse af overfladeforurenningen på en række vaske- og fyldepladser på Sjælland.

Resultaterne viste, at der er fundet forureninger over drikkevandskriteriet på alle lokaliteter i amternes undersøgelser, og langt de fleste stoffer og de højeste koncentrationer blev fundet under maskinstationernes fylde-/vaskepladser.

De højeste koncentrationer blev påvist på Bornholm under vaske- fyldepladser på maskinstationer, hvor de højeste koncentrationer var phenoxyssyrerne dichlorprop og 2,4-D med henholdsvis 750 og 800 ?g/l, medens stoffer som bentazon, mechlorprop og dinoseb også blev fundet i relativt høje koncentrationer (mellem 5 og 60 ?g/l).

Analyser fra overfladelagene på fylde- og vaskepladser blev undersøgt ved at udvaske jordprøver fra de øverste 0-10 cm med vand. Resultaterne af vandanalyserne viste tilsvarende høje indhold af pesticider. Der blev påvist 24 forskellige pesticider og metabolitter i prøverne, koncentrationerne lå i de fleste prøver under 10 ?g/l, men ca. 10% af prøverne indeholdt over 50 ?g/l.

Litteratur

- Bay H.* 1999. Pesticider i grundvandet, også et punktkildeproblem. Tillæg til Orientering fra Amternes Videncenter for Jordforurening, april 1999.
- Bay H & Birk Hansen HP.* 2000. Undersøgelse af punktkilder til pesticidforurening, Bornholms Amt, Teknik og Miljø, Indlæg på Workshop i Amternes Videncenter for Jordforurening, 23. august 2000.
- Brüscher W & Felding G.* 1999. Pesticider og nedbrydningsprodukter i "Grundvandsovervågning 1999" J. Stockmarr, Red., GEUS, Thoravej 8, 2400, København NV. 47-69.
- Cooper SE & Taylor WA.* 1998. Some factors that may influence rate of accumulation and final quantity of Pesticide deposits on external surfaces of arable crop sprayers. 1998 BCPC Symposium Proceedings No 70. Managing Pesticide Waste and Packaging 203-210.
- Felsot SA.* 1996. Options for cleanup and disposal of pesticide wastes generated on a small-scale, J. Environ. Sci. Health. B31(3), 365-381.
- Fischer VP et al.* 1998. "Gewässerbelastung durch Pflanzenschutzmittel in drei Einzugsgebieten" und "Reduktion des Gewässereintrags von Pflanzenschutzmittel aus Punktquellen durch Beratung". Gesunde Pflanzen, 50 Heft 5.
- Frede HG, Fischer P & Bach M.* 1998. Reduction of herbicide contamination in flowing waters. Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 161, s. 395-400.
- Ganzelmeier H.* 1998. Proper Cleaning of Sprayers, 1998 BCPC Symposium Proceedings NO 70. Managing Pesticide Waste and Packaging.s. 91-98.
- Helweg A.* 2000a. Pesticider i "Kemiske stoffer i miljøet". Gads Forlag, 2000, Red. A. Helweg, p.82.
- Helweg A.* 1994. Threats to water quality from pesticides – case histories from Denmark, Pesticide Outlook, Ol. 5, 5, 12-18.
- Helweg A, Brüscher W, Jacobsen OS, Spliid NH, Hansen SU & Laier T.* 1999. Pesticider i punktkilder. Punktkildernes oprindelse og spredning i jord og grundvand. Bekæmpelsesmiddel-forskning fra Miljøstyrelsen, Rapport nr. 51, 1999, 76 p.

Jørgensen PR, Spliid NH, Hansen M, Lindgreen H, Outzen S & Brehmer A. 2000. Point and Non-Point Source Leaching of Pesticides in a Till Groundwater Catchment. Bekæmpelses-middelforskning fra Miljøstyrelsen, No. 52, 85 p.

Spliid NH, Helweg A, Brüscher W, Jacobsen OS & Hansen SU. 1999. Pesticidpunktkilder og spredning af pesticider fra en nedlagt vaske/fyldeplads, 16. Danske Planteværnskonference, DJF rapport. Markbrug nr. 9 (1999), 33-46.

Torstensson L, Olsson G, Norup S & Stenberg B. 1994. Biobäddar minskar miljörisker vid fyllning av lantbruksprutor. 35th Swedish Crop Protection Conference, 1994, 11pp.

Torstensson L & Castillo MDP. 1997. Use of Biobeds in Sweden to Minimize Environmental Spillages from Agricultural Spraying Equipment, Pesticide Outlook, Vol. 8,3, 24-27.

Miljø- og Energiministeriet Miljøstyrelsen. 1997. Boringskontrol på vandværker Vejledning fra Miljøstyrelsen Nr. 2.

Landbruget og beskyttelse af grundvandet med zonering

Agriculture and ground water protection zone

Richard Thomsen

Afdelingsleder

Århus Amt, Natur og Miljø

Lyseng Allé 1

DK-8270 Højbjerg

Summary

The water supply in Denmark is based on high quality ground water and complex and expensive treatment is not required. The county councils in Denmark are responsible for the planning and administration of the water resources. Increasing problems with water quality have made ground water a very important issue in Denmark. In December 1998 the Danish parliament decided, that the county councils should be responsible for a detailed mapping of the water resources within an area of 33% of Denmark. The detailed mapping will be used in the classification of ground water protection zones and to set restricted guidelines to prevent ground water pollution from city development, leaching of nitrate etc. The protection zones will have great influence on future area planning. Before 2001 the county councils shall decide a plan of action with timetable for implementing the necessary measures. The total cost price is estimated to 920 million DKK. During a 10-year period the consumers pay extra 0.14 DKK per m³ of water.

Indledning

I december 1998 vedtog Folketinget nye lovgivningstiltag til beskyttelse af grundvandet baseret på en mere detaljeret kortlægning af grundvandets beskyttelse samt udarbejdelse og gennemførelse af indsatsplaner.

Ifølge Planloven skal der for hvert amt foreligge en Regionplan, der omfatter en planperiode på 12 år. Planen revideres hvert 4. år. Regionplanen skal blandt andet indeholde retningslinier for anvendelsen og beskyttelsen af vandressourcerne. Grundlaget for planlægningen er en kortlægning af vandressourcernes beliggenhed, størrelse, kvalitet og naturlige beskyttelse mod forurening samt undersøgelser og beregninger af de vandmængder, der vil være til rådighed for vandindvinding (jf. Vandforsyningsloven §§10/11).

Grundvandsbeskyttelsen skal være forebyggende, og indsatserne skal ske ved kilden frem for ved rensning og fortynding. Vandforsyningen skal således baseres på uforurenede grundvand. Det er nødvendigt, at grundvandsbeskyttelsen sker samlet, koordineret og helhedsorienteret, og at der tages stilling til alle de forhold, der kan forurene grundvandet. Således må det sikres, at midler, der anvendes på en forureningskilde, ikke er spildt, fordi grundvandsressourcen ødelægges af andre kilder.

Den samlede planlægning indeholder følgende 4 faser

1. I Regionplanen udpeges områder med særlige drikkevandsinteresser, områder med drikkevandsinteresser og områder med begrænsede drikkevandsinteresser. Med Regionplanrevision 2001 iværksættes en detailkortlægning og zonering af områderne med særlige drikkevandsinteresser med det formål at identificere og afgrænse eventuelle geologiske strukturer med ringe naturlig beskyttelse. Amtets indsats vil først og fremmest ske inden for områderne med særlige drikkevandsinteresser. Miljøstyrelsen har i 2000 udsendt en Vejledning i zonering.
2. Regionplanen skal indeholde en udpegning af nitratfølsomme indvindingsområder. Der vil være tale om en udpegning inden for områderne med særlige drikkevandsinteresser og i indvindingsoplante til almen vandforsyning uden for disse. Udpegningen skal ske på baggrund af den eksisterende viden. Kriterierne for udpegning af nitratfølsomme indvindingsområder er beskrevet i Miljøstyrelsens Vejledning i zonering, 2000.
3. Inden for områder med særlige drikkevandsinteresser skal der i Regionplan 2001 udpeges de områder, hvor Amtsrådet finder, at det er nødvendigt med en særlig indsats for at beskytte vandressourcerne og sikre drikkevandsinteresserne. Disse skal betegnes indsatsområder. Disse indsatsområder kan findes ud fra eksisterende viden eller fastlægges på grundlag af detailkortlægning. Uanset om det enkelte indsatsområde er udpeget på grundlag af eksisterende viden eller detailkortlægning, skal indsatsområderne være detailkortlagt forud for udarbejdelse af en indsatsplan. Amtsrådene fastlægger prioritering og rækkefølge af detailkortlægningen i regionplanerne. De detaljerede indsatsplaner udarbejdes efter detailkortlægningen af det enkelte indsatsområde. Indsatsplanen skal indeholde en opgørelse over behovet for beskyttelse og retningslinier og tidsplan for myndighedernes indsats til opnåelse af den nødvendige beskyttelse. De nærmere regler vedrørende grundlaget for og indholdet af indsatsplaner er beskrevet i Bekendtgørelse nr. 494 om indsatsplaner 28. maj 2000. De enkelte amtsråd opretter et koordinationsforum, bestående af repræsentanter for amtskommunerne, kommunerne i amtet, vandforsyningerne i amterne, embedslægen, jordbruget og industrien, der kan bistå ved udarbejdelsen og realiseringen af vandressourceplanlægningen.
4. Der skal i Regionplan 2001 foreligge en tidsmæssig prioritering af indsatsområderne for hele regionplanperioden, det vil sige frem til 2013.

Det skal bemærkes, at Drikkevandsudvalget i sin betænkning har anbefalet, at der i områder med behov for at nitratbelastningen søges reduceret, bør dette gennemføres igennem frivillige ordninger med landmanden. Dette kan f.eks. ske ved brug af tilskudsordninger til økologisk jordbrug, til skovrejsning og de miljøvenlige jordbrugsforanstaltninger (MVJ-ordninger) i de Særligt Miljøfølsomme Landbrugsområder (SFL-områder), som er områder, amterne blandt andet udpeger med udgangspunkt i regionplanerne. Desuden gives der lovhjemmel til, mod

erstatning, at pålægge rådighedsindskrænkninger, herunder dyrkningsrestriktioner, i områder for hvilke der foreligger en vedtaget indsatsplan, hvis den eksisterende landbrugdrift medfører en så høj belastning af den pågældende ressource, at det er nødvendigt at gøre ind for at sikre drikkevandsinteresserne. Endelig er der som opfølging på aftalen i Vandmiljøplan II vedtaget Lov om ændring af lov om miljøbeskyttelse, Lov om naturbeskyttelse, Lov om vandløb og Lov om planlægning (justering af harmonikravene og etablering af vådområder), der vil medføre en generel reduktion af nitratbelastningen.

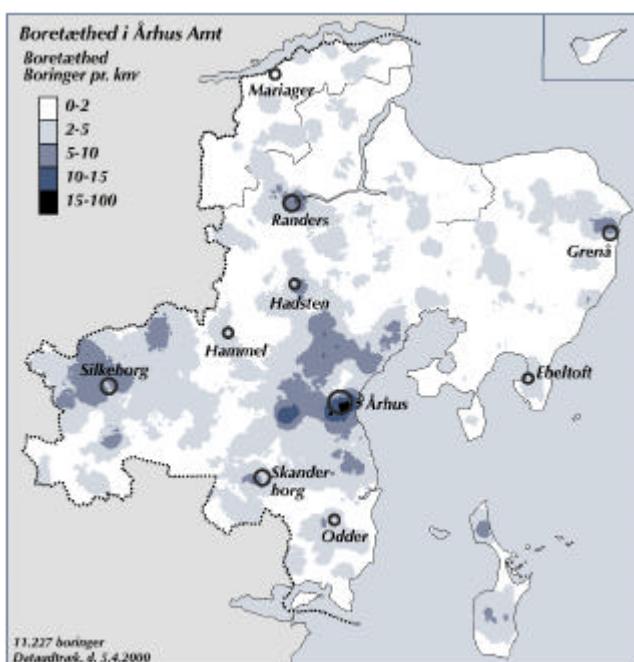
Miljøbeskyttelsesloven og beskyttelsen af grundvandet

Beskyttelsen af grundvandet har hidtil især været reguleret efter Miljøbeskyttelsesloven. Med §22 kan amtsrådet udlægge beskyttelsesområder omkring vandværksboringer. I dag omfatter beskyttelsen en 300 m-zone. Inden for denne zone må der ikke ske nedslivning af spildevand m.v. Tilsvarende udlægges der en 10 m-zone til en fysisk beskyttelse af borerne. Med den nye Vandforsyningsslov er der åbnet mulighed for at benytte supplerende beskyttelseszoner til sikring af grundvandet uden for 300 meter.

Detailkortlægning

Forbedret kortlægning er grundlaget for en bedre grundvandsbeskyttelse. For at sikre rent drikkevand i områder med særlige drikkevandsinteresser er der brug for mere detaljeret viden om, hvor de vandførende lag findes, og hvor robuste de er over for forurening.

Siden 1926 er borer, der er udført for at finde vand, registreret i et landsdækkende arkiv med geologiske oplysninger om de gennemborede jordlag. Derfor har man et relativt godt, overordnet kendskab til de geologiske forhold i Danmark. Når man går mere i detaljer, som det er nødvendigt i forbindelse med sikringen af fremtidens vandforsyning i de udlagte områder med særlige drikkevandsinteresser, er det dog ikke nok med geologiske oplysninger fra mindre end 3 borer pr. km^2 , som der gennemsnitligt findes i Århus Amt (se figur 1).



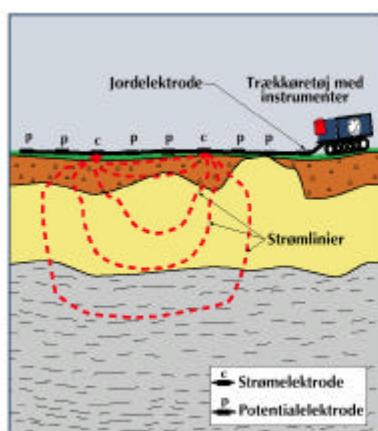
Figur 1. Kort der viser antallet af borer pr. km^2 i Århus Amt.
Number of drillings per km^2 in Århus County.

Dels svarer denne boringstæthed til en gennemsnitlig afstand mellem borerne på ca. 3/4 km, og dels er omkring halvdelen af borerne kun 30 meter dybe eller mindre. Endelig er de geologiske oplysninger fra mange borer meget sparsomme, og i nogle tilfælde mangler de helt. Det er derfor nødvendigt at foretage supplerende kortlægning. I Århus Amt vurderes dette at kunne gøres bedst ved hjælp af en kombineret anvendelse af geofysiske undersøgelser suppleret med flere borer og vandanalyser.

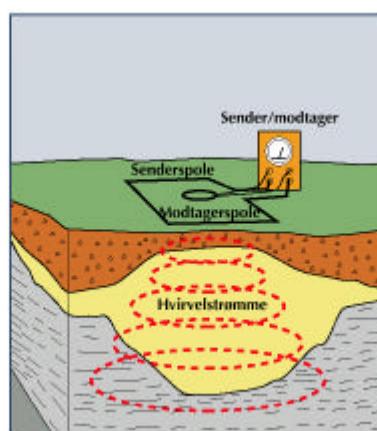
De geofysiske kortlægningsmetoder

Den geofysiske kortlægning kan foretages med flere forskellige metoder. Nogle metoder eigner sig bedst i områder med sand- og kalkaflejringer, mens andre metoder er mere velegnede under geologiske forhold, hvor sand og ler udgør de væsentligste sedimenter. I Århus Amt har der i forbindelse med grundvanskortlægningen hovedsageligt været anvendt tre forskellige geofysiske metoder, der på hver sin måde giver nyttig information om jordlagene. Metoderne bygger på det forhold, at sand og grus har større elektrisk modstand end ler.

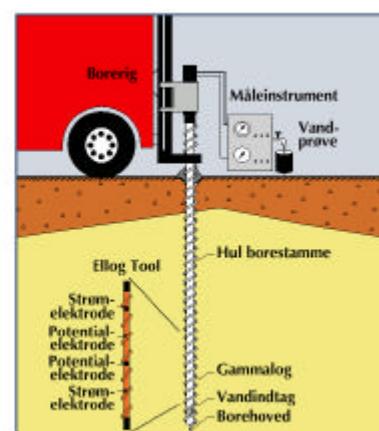
De øverste jordlag, som i mange tilfælde kan beskytte grundvandet mod en række forureningsstrøsler, kortlægges med elektroder, der slæbes efter et lille bæltekøretøj. Denne geofysiske kortlægningsmetode kaldes for den slæbegeoelektriske metode (se figur 2). Til kortlægning af de dybere jordlag, som kan være vandførende, benyttes bl.a. et udstyr bestående af isolerede spoler, hvormed der sendes elektromagnetiske felter ned i jorden. Denne kortlægningsmetode kaldes for den transiente elektromagnetiske sonderingsmetode, TEM (se figur 3). Endelig udføres der geofysiske borer med en boresnegl, som har indbygget vandprøvetagnings- og måleudstyr. Denne boremetode kaldes ellog-boremetoden (se figur 4). Mere traditionelle boremetoder benyttes også, dels med henblik på en geologisk identifikation af jordlagene og en justering af tolkningen af de geofysiske målinger og dels til bestemmelse af grundvandsspejlet, de vandførende jordlags egenskaber og vandkvaliteten.



Figur 2. Principskitse, der viser den slæbegeoelektriske målemetode. Diagrammatic representation of the Pulled Array Continuous Electrical Method.



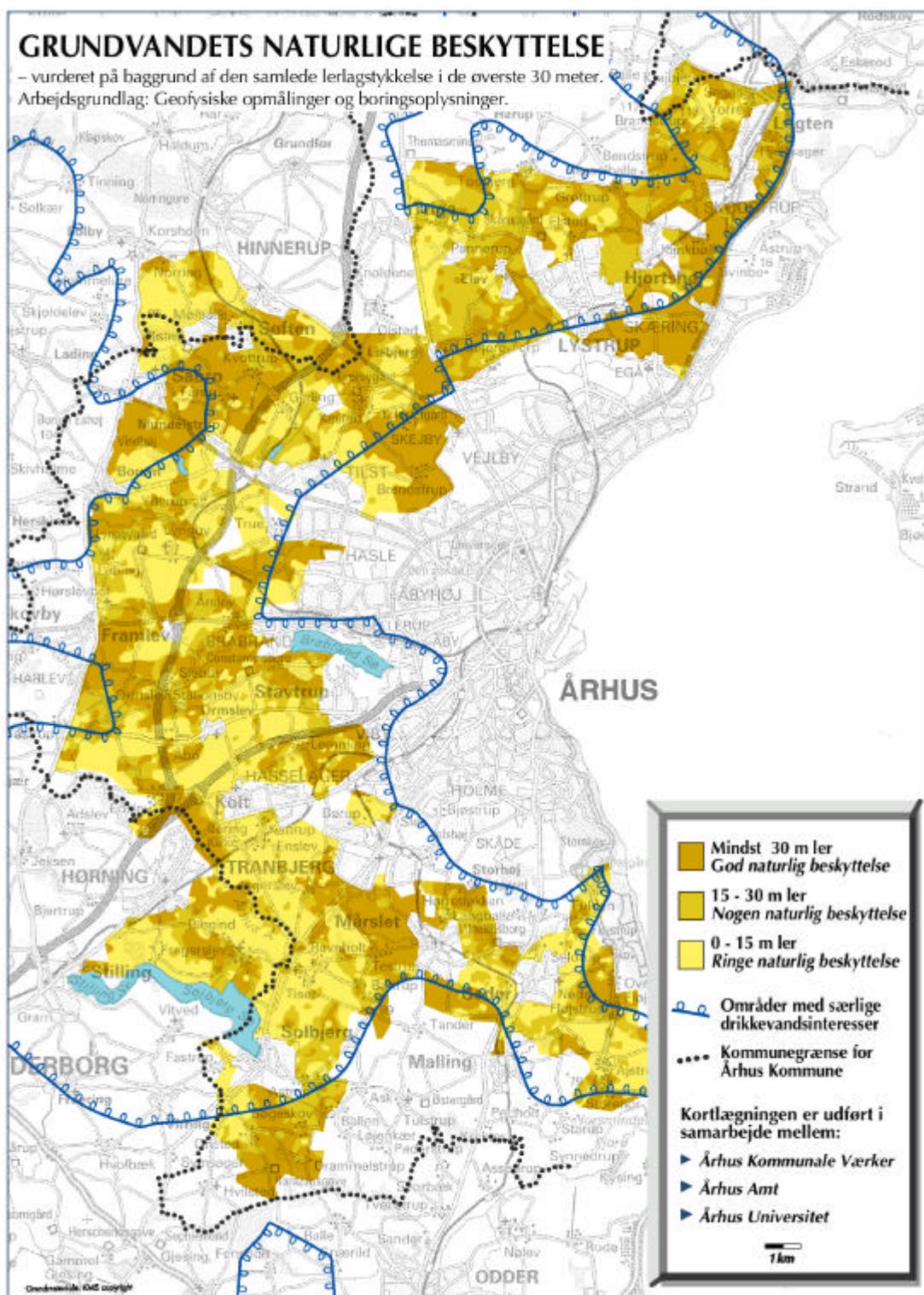
Figur 3. Principskitse, der viser den transiente, elektriske målemetode TEM. Diagrammatic representation of the Transient Electromagnetic Method.



Figur 4. Principskitse, der viser ellog-boremetoden. Diagrammatic representation of the Ellog Auger Drilling Method.

Dækklagene oven over grundvandsmagasinerne

Et mere end 15 meter tykt lag ler tæt ved jordoverfladen yder som regel grundvandet en væsentlig beskyttelse mod en række forurenende stoffer.



Figur 5. Kort der viser lerdækklagernes tykkelse over grundvandsmagasinerne i Århus området. Natural protection of the ground water. The accumulated clay thickness within upper 30 meters below surface.

De meget omtalte sprækker i moræneleren kendes aktuelt kun til en maksimums dybde på 8 meter. Vandet siver meget langsomt gennem ler, og mange af de forurenende stoffer bliver nedbrudt eller holdt tilbage.

Men selvom et lerlag strækker sig over et stort område, kan det være afbrudt af mindre områder med sand og grus. De grove materialer virker som åbne vinduer, hvor forurenende stoffer hurtigt kan sive ned i grundvandet, inden de når at blive nedbrudt eller omdannet.

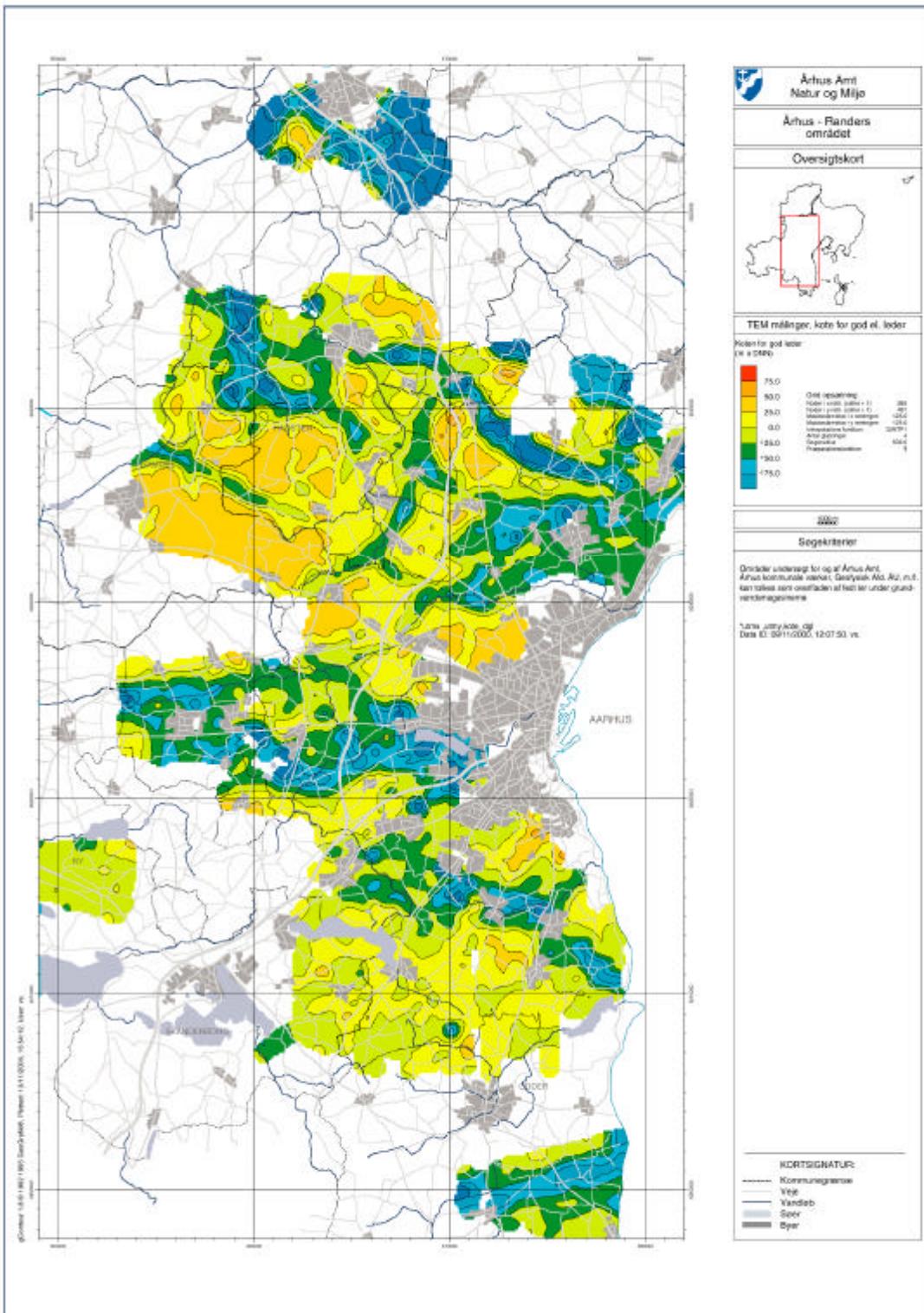
Måling af de øvre jordlags elektriske modstand har vist sig meget anvendelig i forbindelse med kortlægning af sådanne vinduer i dæklaget oven over grundvandsmagasinerne. Den slæbegeoelektriske kortlægningsmetode er meget anvendt i forbindelse med kortlægningen af dæklagene over grundvandsmagasinerne. En ny udvikling, som Århus Amt har støttet og deltaget i, betyder, at målingerne kan udføres hurtigere, mere effektivt og med langt større nøjagtighed end tidligere, da måleudstyret manuelt skulle flyttes fra målepunkt til målepunkt. En avanceret udvikling af elektronikken betyder endvidere, at målingerne nu kan foretages, mens måleudstyret kører hen over marken, hvorved målepunkterne samtidig kommer til at ligge tættere og bliver af bedre kvalitet. Boringer benyttes i kombination med de slæbegeoelektriske målinger. I visse tilfælde kan det dog være nødvendigt udelukkende at basere kortlægningen på boringer, fordi støjkilder umuliggør udførelsen af geofysiske målinger.

I områder, hvor dæklagene over grundvandsmagasinerne varierer meget i sammensætning, kan det være hensigtsmæssigt at udarbejde kort over f.eks. lerlagstykkelserne på baggrund af de geofysiske målinger og boringsoplysningerne. I Århus kommune er der således udarbejdet lertykkelseskort, som indgår i vurderingen af beskyttelsen af grundvandet i forhold til, hvor byudviklingen mest hensigtsmæssigt kan foregå, og hvor der kan være behov for at beskytte grundvandet imod nedsivning fra dyrkning af jorden m.v. (se figur 5).

Grundvandsmagasinernes udbredelse

I den vestlige og midterste del af Århus Amt er grundvand fra sand- og gruslag velegnet til at indvinde som drikkevand, fordi vandet hurtigt kan strømme til en boring gennem de grove materialer. Under sand- og gruslagene findes mange steder, især i amtets centrale dele, tykke lerlag, som kan udgøre den nedre grænse for, hvor der kan indvindes vand (se figur 6). Bemærk at dalene er meget smalle og meget stejle i siderne. Kendskabet til udstrækningen af disse vandførende sand- og gruslag i dalene og især til, hvor dybt de strækker sig ned, har mange steder været ret begrænset, fordi de fleste boringer ikke er dybe nok. TEM-metoden har vist sig at være en velegnet geofysisk målemetode til at bestemme dybden til tykke lerlag. Ligesom slæbegeoelektrik er TEM baseret på, at sand og grus har større elektrisk modstand end ler. Metoden er nu videreudviklet, så udstyret kan slæbes efter et trækkøretøj, mens der måles. Ved inddragelsen af TEM-metoden i kortlægningen er der taget et skridt i retning af en meget mere detaljeret kortlægning af udbredelsen af de centrale grundvandsmagasiner, som udgøres af sandlagene i de dybe, begravede dale under den midterste del af Århus Amt (se figur 6).

De geofysiske målinger udføres oftest langs målelinier, langs hvilke målepunkterne ligger forholdsvis tæt, men hvor den gennemsnitlige linieafstand er 250 meter. Kortlægningens overordnede detaljeringsgrad angives derfor til at være ca. 250 meter. Ikke alle steder udføres samme type geofysiske undersøgelser. Valget af geofysiske undersøgelsesmetoder afhænger af de geologiske forhold. Oftest er supplerende boringer nødvendige for at bestemme andre forhold, f.eks. grundvandsmagasinernes ydeevne og kvalitet. I ca. 50% af Danmark vil de ovennævnte metoder kunne anvendes med et godt resultat.



Figur 6. Kort over TEM-målinger, der bl.a. viser forløbet af de dybe, begravede dale, hvori de vigtigste grundvandsmagasiner findes. The map shows the prequaternary clay surface based on TEM soundings. The high data density produces a detailed map of the prequaternary valleys and the extension of the major ground water aquifers.

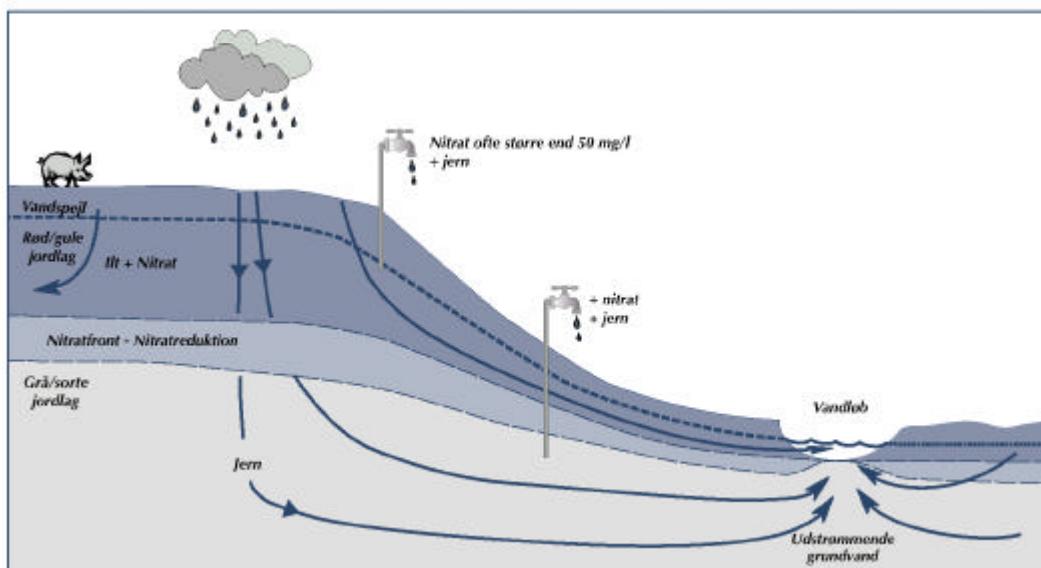
Magasinerne og vandkvaliteten

I 1970'erne og 1980'erne var nitrat det største forureningsproblem for vandværkerne. Et stort antal vandværker blev nedlagt i denne periode, mens andre vandværker løste problemerne ved at etablere dybere borer for således at kunne levere rent vand til forbrugerne. Indvindingen i de nitratforurenede lag ophørte. Nitratproblemerne er derfor ikke så synlige mere. Dette betyder imidlertid ikke, at problemerne er løst.

Figur 7 viser et forsimplet tværsnit gennem jordlagene i et område, hvor grundvandet strømmer fra bakkerne ned mod et vandløb. Undervejs ændres vandkvaliteten. Øverst, hvor jordlagenes farver veksler mellem røde og gule nuancer, er nitratindholdet bestemt af udvaskningen fra rodzonen. Herefter kommer en overgangszone (nitratfronten), hvor ilten er væk, og nitrat nedbrydes. Nederst findes det nitratfrie vand, hvor der i stedet er opløst jern og mangan. Her bliver jordlagene grå. Afhængig af hvor man indvinder sit drikkevand, vil man derfor se vidt forskellige nitratkoncentrationer i et og samme grundvandsmagasin.

Nitratindholdet i vandløbet vil være en blanding af alle vandtyperne. Tykkelsen af de forskellige lag afhænger af de geologiske forhold. Jo mere sandede jordlagene er, jo dybere vil nitrat kunne træffes. Er der omvendt flere meter ler i toppen af jordlagene, vil nitrat kun sjeldent udgøre et problem for vandforsyningerne.

I nogle områder når de nitratholdige lag næsten ned til bunden af grundvandsmagasinerne. I disse områder vil den fremtidige vandforsyning være afhængig af, at nitratudvaskningen kommer til at ligge på et niveau, hvor grundvandets indhold af nitrat i vandværkets opland kommer under 50 mg/l i gennemsnit.



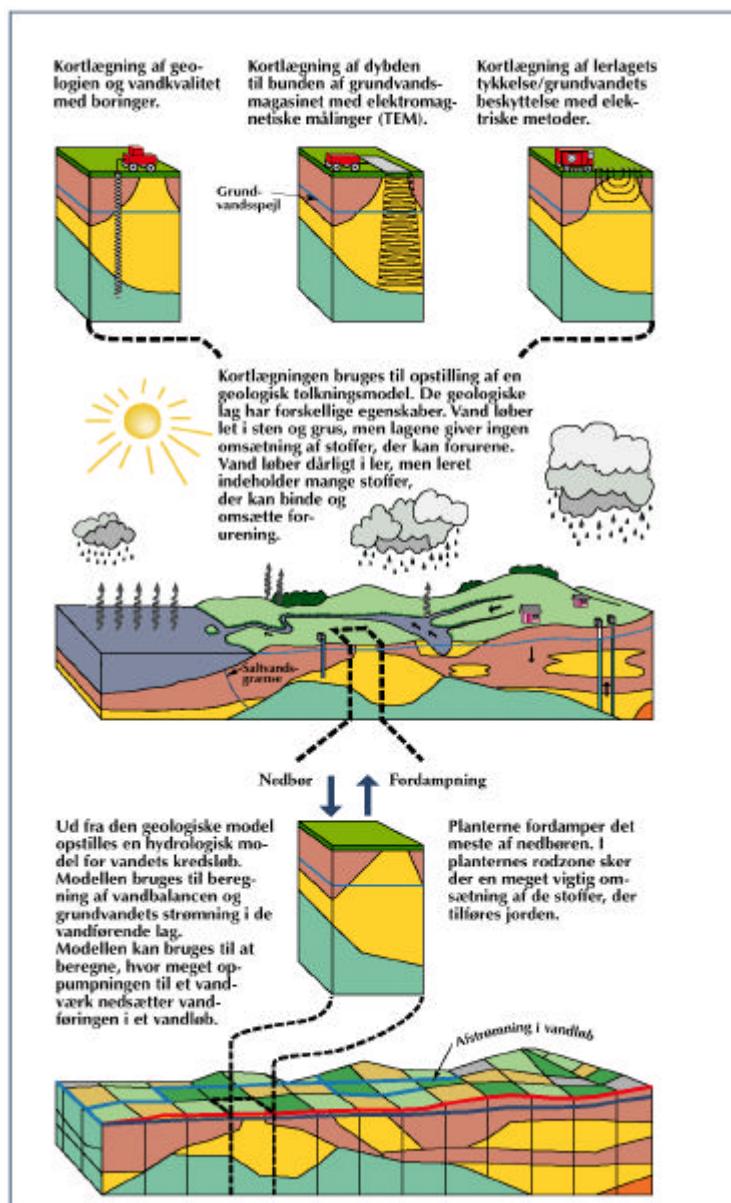
Figur 7. Idealiseret geokemisk profiltværsnit, der viser, hvorledes nitrat reduceres ved nitratfonten under grundvandets strømning mod et vandløb. Den geologiske detailkortlægning skal bl.a. fastlægge fordelingen mellem sand og ler og dermed sårbarheden. The geochemical profile shows the change in nitrate reduction as the ground water flow in the layers from the surface to a water stream.

Når man vil undersøge vandets kemi i forskellige jordlag, er det almindeligt at etablere en boring med filtre i forskellige dybder. Men med den fremgangsmåde er der risiko for, at vandprøver fra forskellige lag bliver blandet sammen. Fra ellog-borer er det muligt at tage

helt uforstyrrede vandprøver fra kendte dybder. Metoden giver samtidig information om jordlagenes elektriske modstand og gamma-aktivitet/indhold af ler. Der udføres årligt 20 -30 nye borer i forbindelse med kortlægningen af grundvandet i Århus Amt.

Hydrologiske modeller er med til at give overblik

I takt med at detailundersøgelserne gennemføres i områder med særlige drikkevandsinteresser benyttes den viden, man får herfra, til opstilling og ajourføring af hydrologiske modeller.



Figur 8. Detaljeret kortlægning af grundvandsressourcerne og opstilling af grundvandsmodeller. Detailed mapping of groundwater resources and the establishment of groundwater models.

På denne måde får man et overblik over, hvor en målrettet indsats for at beskytte de vigtigste grundvandsressourcer giver størst udbytte. Figur 8 giver et indtryk af, hvor mange forskellige oplysninger, der skal til, for at en hydrologisk model for et område kan opstilles. Modellen skal bruges til at beregne vandbalancen, udstrækningen af indvindingsoplunde, udvikling i vandkvalitet, risiko for forurening fra punkt og flade kilder, fastlæggelse af beskyttelseszoner

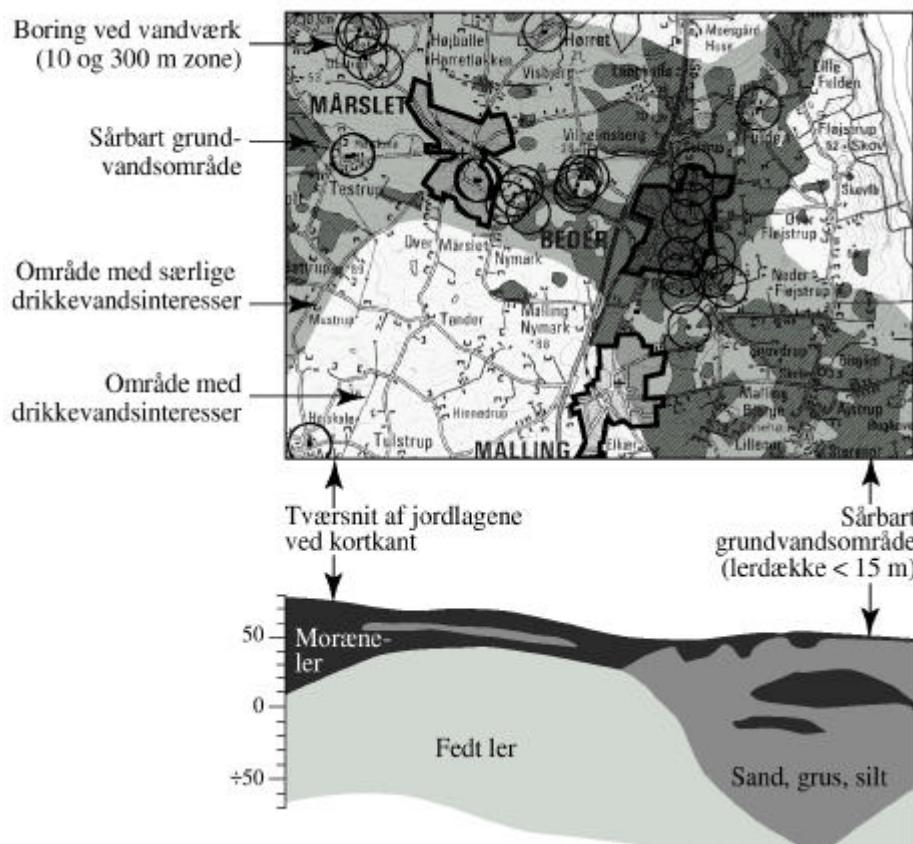
med videre. Modellen er derfor et meget vigtigt værktøj til vurderingen af behovet for at beskytte grundvandet. Detailkortlægningen og modellen er forudsætningen for, at der kan udarbejdes en indsatsplan.

Indsatsplaner og grundvandsbeskyttelse med zonering

Som nævnt i indledningen skal indsatsplanen indeholde en helhedsorienteret og koordineret stillingtagen til, at alle forhold, der sikrer at grundvandet beskyttes. Indsatsplanen skal således indeholde en opgørelse over behovet for beskyttelse og retningslinier og tidsplan for myndighedernes indsats til opnåelse af den nødvendige beskyttelse.

På figur 9 er vist et eksempel på zoneret grundvandsbeskyttelse i indvindingsoplændet til vandværkerne i et område syd for Århus. Området er meget vigtigt for drikkevandsforsyningen til Århus kommune. I region- og kommuneplanerne for 2001 er byvæksten i området ved Beder by allerede blevet begrænset, fordi grundvandet er sårbart. For den del af byområderne, der ligger i de sårbare områder, vil der blive gennemført flere tiltag til beskyttelse af grundvandet bl.a. forbud mod brug af sprøjtemidler. I det åbne land vil de sårbare dele af landbrugsområderne blive vurderet, og her vil der også blive taget flere tiltag til at beskytte grundvandet, herunder aftaler med landbruget omkring dyrkning af jorden, se indledning. Indsatsplanen for dette område skal være udarbejdet og gennemført inden 2005.

Kortlægningen og udarbejdelse af indsatsplaner skal dække ca. 33% af Danmarks areal og foregå over de næste 10 år. Aktiviteten finansieres med opkrævning af gebyr på ca. 10 mio. kr. årligt (skønnet til i alt 920 mio. kr.), svarende til 14 øre pr. m^3 på de tilladte vandindvindinger. Den gebyrfinansierede kortlægning og indsatsplanlægning vil især foregå inden for de områder, der i Regionplan 2001 er udpeget som områder med særlige drikkevandsinteresser.



Figur 9. Eksempel på zoneret grundvandsbeskyttelse ved Beder kildeplads, Århus Kommune. Ground water protection by way of zones at Beder in Jutland (well field).

Koncept for Udpegnings af Pesticidfølsomme Arealer (KUPA)

Concept for appointing areas vulnerable to pesticides

Heidi Christiansen Barlebo

Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse

Afdeling for Hydrologi

Thoravej 8

DK-2400 København NV

Summary

In Denmark it has been politically decided that a concept for appointing areas vulnerable to pesticides has to be developed. Part one of the concept covers sand areas and evaluates the possibility of a concept for till areas (a proposed part two). This article describes the content of part one covering only sand areas.

Studies have shown (Albrechtsen, 2000; Albrechtsen *et al.*, 2001) that pesticides predominantly are degraded under aerobic conditions. In sand areas aerobic conditions are present above the groundwater table. Therefore, the fate of pesticides in the unsaturated zone is crucial for finding pesticides in the Danish groundwater and thus is investigated in this project.

Pesticide leaching is thought to be dominated by the residence time under aerobic conditions where it can degrade, the degradation rate for the given soil and the ability of sorption to the soil. Dominating parameters for leaching is thus identified as depth to the groundwater table and hydraulic conductivity both determining the residence time, the degradation rate represented by DT₅₀ and sorption. Focus of the project is on these parameters.

To be able to determine vulnerability to pesticide leaching the magnitude of the dominating parameters and correlation between parameters have to be known. Also, it is important to know the variability of parameter values within and between areas to be able to determine if areas are different with respect to leaching or if a classification in zones gives no meaning. In the project it is aimed to obtain knowledge of parameter magnitude, correlation, and variability.

Ideally, if all parameters important to pesticide leaching were known everywhere, the amount of leaching could be quantified. Obviously this is not the case and therefore, it is necessary to focus on determination of dominating parameters and generalization of results. The overall idea in this project is that geological and soil conditions are reflected in parameter values and therefore can be used to define vulnerable areas. The aim is to identify and quantify dominating parameters in relation to geological/soil information, to classify pesticides with respect to their sorption and degradation ability, and to quantify the expected pesticide leaching and its variation.

Dominating parameters for pesticide leaching are to be measured at 24 sand locations throughout the country together with geological and soil data. Ways to generalize this data, and perform up-scaling will be studied. The resulting operationally concept is reported in year 2003.

Indledning

Det danske grundvand og dermed vores drikkevand skal beskyttes mod forurenende stoffer som nitrat og pesticider. Hvor der for nitrat ser ud til at være forståelse for, hvilke mekanismer der er styrende for udvaskning, og hvor og hvornår disse er til stede, er dette endnu ikke tilfældet for pesticider.

De styrende mekanismer for nitratudvaskning har vist sig at være infiltration og redoxforhold (Miljøstyrelsen, 2000). Det gælder således, at følsomme områder er karakteriseret ved at have en stor infiltration og aerobt grundvand, hvilket oftest forekommer i områder domineret af sand. Modsat er de ikke følsomme arealer kendtegnet ved at have en lille infiltration og anaerobe grundvandsforhold, hvilket oftest forekommer i områder domineret af ler.

Målinger af pesticider i grundvand viser, at der findes pesticider i grundvandet i områder, der primært består af sand (Nordjyllands Amt, 2000; Sønderjyllands Amt, 2000). Tilsvarende findes der på trods af den lille infiltration i lerområder også pesticider i grundvandet i disse områder (Storstrøms Amt, 2000; Fyns Amt, 2000; Vejle Amt, 2000). De styrende mekanismer for pesticidudvaskning ser således ikke ud til at være sammenfaldende med dem for nitrat. Resultater fra forskningsprojekter har vist, at pesticider hovedsageligt nedbrydes under aerobe forhold, (Albrechtsen, 2000; Albrechtsen *et al.*, 2001), hvilket er modsat for nitrat. Det er dog kun for få pesticider vist, at der foregår en nedbrydning i selve grundvandsmagasinerne.

Det er politisk vedtaget, at alle amter skal udføre en opdeling (zonering) af landet i følsomme/mindre følsomme arealer overfor nitrat og andre forurenende stoffer for at kunne iværksætte handlingsplaner til beskyttelse af grundvandet, hvor det anses for at være truet (Miljøstyrelsen, 2000). Dette arbejde, der er gået i gang, skal udføres over en 10-årig periode.

Drikkevandsudvalget (Miljøstyrelsen, 1998) fandt ikke, at der foreligger et tilstrækkeligt sagligt grundlag for indførelse af generelle regler om forbud eller begrænset anvendelse af pesticider i særlige følsomme områder, som det er tilfældet for nitrat. Drikkevandsudvalget fandt i stedet, at der er behov for at gennemføre en følsomhedskortlægning (zonering) over for pesticider, og at det er vigtigt, at kortlægningen af de pesticidfølsomme områder sker på et fagligt ensartet grundlag over hele landet. Udarbejdelse af en vejledning, som beskriver principperne for kortlægningen, skal derfor have en høj prioritering.

Bicheludvalget (1999) tilsluttede sig drikkevandsudvalgets konklusioner vedrørende pesticidanvendelse, "herunder at der sker en udpegning af indsatsområderne for pesticidanvendelse i de særlige følsomme drikkevandsområder. Der er behov for, at pesticidanvendelsen reguleres på disse områder" (side 142, punkt 7).

På baggrund af udvalgenes konklusioner er det politisk bestemt, at amterne skal foretage en kortlægning og udpegning af pesticidfølsomme områder. Da vi som allerede nævnt ikke med sikkerhed ved, hvad der afgør, om et område er særligt følsomt overfor udvaskning af

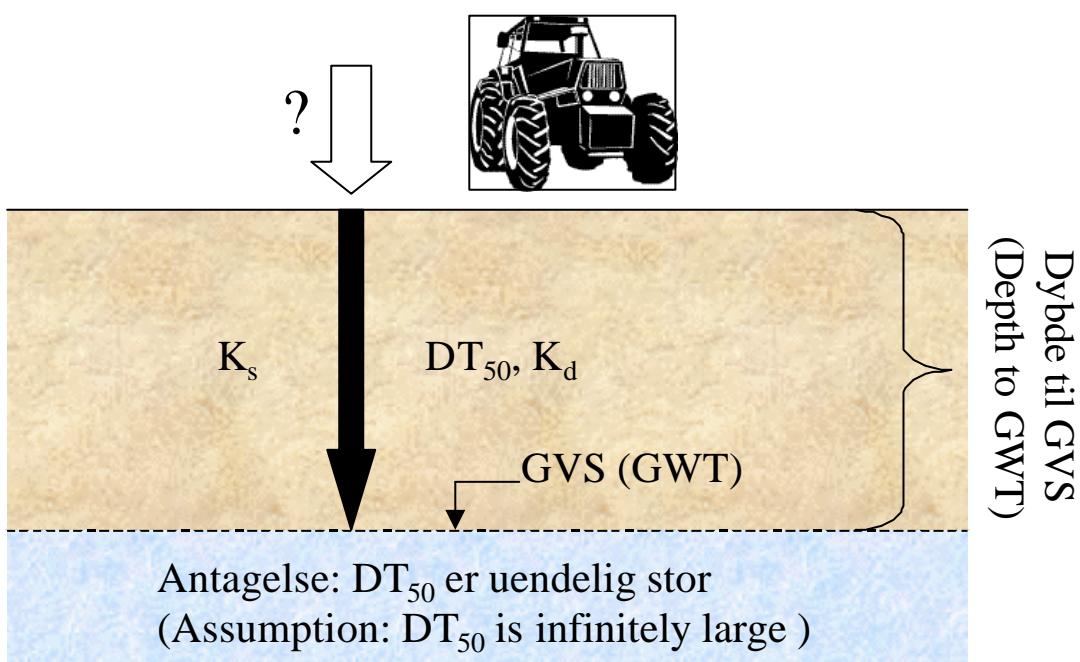
pesticider, har regeringen under Pesticidhandlingsplan II stillet opgaven at tilvejebringe den nødvendige viden og udvikle et operationelt koncept til klassificering af arealer, som er særlig følsomme overfor pesticidnedsivning til grundvandet. Pesticiderne forudsættes anvendt regelret.

Det færdige koncept skal udformes, så det umiddelbart kan anvendes i amterne. Undersøgelserne udføres i samarbejde mellem Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse (GEUS) og Danmarks JordbrugsForskning (DJF) og ledes af GEUS. I denne artikel præsenteres den del af projektets indhold, der er rettet mod sandarealer.

Overordnet tese

Som allerede nævnt har resultater vist, at pesticider hovedsageligt nedbrydes under aerobe forhold. På sandede lokaliteter er der normalt aerobe forhold ned til grundvandsspejlet. Derfor er pesticidernes skaebne i den umættede zone altafgørende for, om pesticider udvaskes til grundvandet, og undersøgelserne i dette projekt foregår således fra jordoverfladen til grundvandsspejlet. Ud fra den foreliggende viden om pesticiders nedbrydning i grundvand, anses det ikke for forsvarligt at inddrage nedbrydning i selve grundvandet, som et element i udpegnings af områder der skulle være mindre følsomme end andre områder.

Udvaskning af pesticider menes at være styret af, hvor længe pesticidet opholder sig under aerobe forhold, således at der kan ske en nedbrydning. De styrende parametre for holdstiden er dybde til grundvandsspejl (GVS), hydraulisk ledningsevne (K_s) og stoffernes sorptionsegenskaber (K_d). Herudover vil nedbrydningsraten, repræsenteret ved halveringstiden (DT_{50}), være en central parameter. Det er disse parametre, der fokuseres på i projektet, se figur 1.



Figur 1. Skitse af styrende mekanismer i sand for pesticidudvaskning til grundvandet.
Draft of dominating mechanisms in sand for pesticide leaching to groundwater.

For at kunne bestemme områders følsomhed overfor pesticidudvaskning skal *størrelsen* af de styrende parametre kendes. Ikke mindst skal *variabiliteten* af størrelsen af disse parametre indenfor/mellem arealerne kendes, for at det er muligt at afgøre, om arealerne er forskellige med hensyn til udvaskning, eller om en inddeling i zoner ikke giver mening. Samtidigt skal korrelationen mellem parametrene kendes, således at det vides, om parametrene påvirker udvaskningen i samme retning (større eller mindre) eller modsat (større og mindre), og om bestemmelse af alle parametre er nødvendig i samtlige tilfælde, eller om f.eks. måling af en lang opholdstid er nok til at klassificere et areal som værende ikke sårbart.

Ideelt set gælder, at hvis de betydende parametre for pesticidudvaskning kendes overalt for alle pesticider, kan udvaskningen kvantificeres. Denne viden er det selvsagt ikke mulig at opnå, hvorfor det er nødvendigt at målrette parameterbestemmelsen og generalisere resultaterne. Den overordnede tese er, at geologiske og pedologiske forhold afspejler sig i parameterværdierne, således at geologisk og pedologisk information kan benyttes til at zonere efter. Samtidigt lægges der op til, at det er muligt at gruppere pesticiders sorptions- og nedbrydningsforhold. I projektet gælder det således om at identificere og kvantificere styrende parametre og bestemme deres korrelation og variation, det hele i relation til geologisk/pedologisk information; samtidigt at gruppere pesticider efter deres sorptions- og nedbrydningsegenskaber og kvantificere den heraf forventede pesticidudvaskning og variationen på udvaskningen.

Projektafgrænsninger

For at målrette projektundersøgelserne er følgende afgrænsninger af projektet defineret:

Jordarter

I KUPA-projektet, der kan betragtes som fase I, fokuseres indsatsen mod sandarealer, der anses for at være strømningsmæssig mere enkel end ler, der domineres af præferentiel strømning i f.eks. sprækker og ormegange. I fase I vurderes derudover muligheden for at opstille et koncept for lerlokaliteter, således at en fase II kan iværksættes.

Hydrologiske områder

Idet konceptet er rettet mod grundvandsbeskyttelse, medtages der kun nedsivningsområder i undersøgelserne.

Undersøgelsesdybde

Pesticidforurening af grundvandet skyldes transport af pesticider gennem hele den umættede zone. I projektet foregår undersøgelserne derfor ned til grundvandsspejlet.

Skala for zoneringen

Det anses ikke for at være praktisk muligt at gennemføre en konsistent kortlægning overfor sårbarheden af pesticider på så detaljeret et niveau som ejendoms- eller matrikelniveau. Det vil være mere realistisk at klassificere større og mere sammenhængende områder som f.eks. landskabselementtyper enten som værende sårbare eller ikke sårbare, hvilket konceptet derfor

bestræber sig på. Vi er dog opmærksomme på, at den endelige juridiske afgrænsning skal ske på matrikelniveau.

Stofspecifik zonering

Lovgivningen tager udgangspunkt i, at der sker en stofspecifik zonering. I dag anvendes der mellem 50 og 100 pesticider (aktivstoffer) inden for planteavl. Det anses ikke for realistisk at gennemføre en stofspecifik zonering over for det enkelte stof. En realistisk tilgang vil være at gruppere pesticiderne efter deres evne til nedbrydning og sorption.

Punktkilder

Pesticidzoneringen anses for at være et middel til beskyttelse af grundvandet mod pesticidudvaskning fra fremtidig pesticidanvendelse. Da punktkildeforurening kan betragtes som en ”fortidens synder”, medtages denne problematik ikke i undersøgelserne, der kun betragter følsomhed overfor regelret anvendelse af pesticider.

Arealanvendelse/driftsform

For at kunne vurdere den generelle beskyttelse mod pesticidudvaskning rettes pesticidzoneringen mod jordens mere konservative egenskaber. De variable egenskaber som arealanvendelse/driftsform, der også anses for at have stor betydning for pesticidudvaskning, medtages derfor ikke som en variabel i projektet

Anvendelse af modelværktøjer

Brugen og udviklingen af modelværktøjer til bestemmelse af pesticidudvaskning har stået på i en årrække. Det anses derfor ikke for nødvendigt, at der udvikles computerkoder indenfor dette projekt. I stedet skal eksisterende modelværktøjer benyttes.

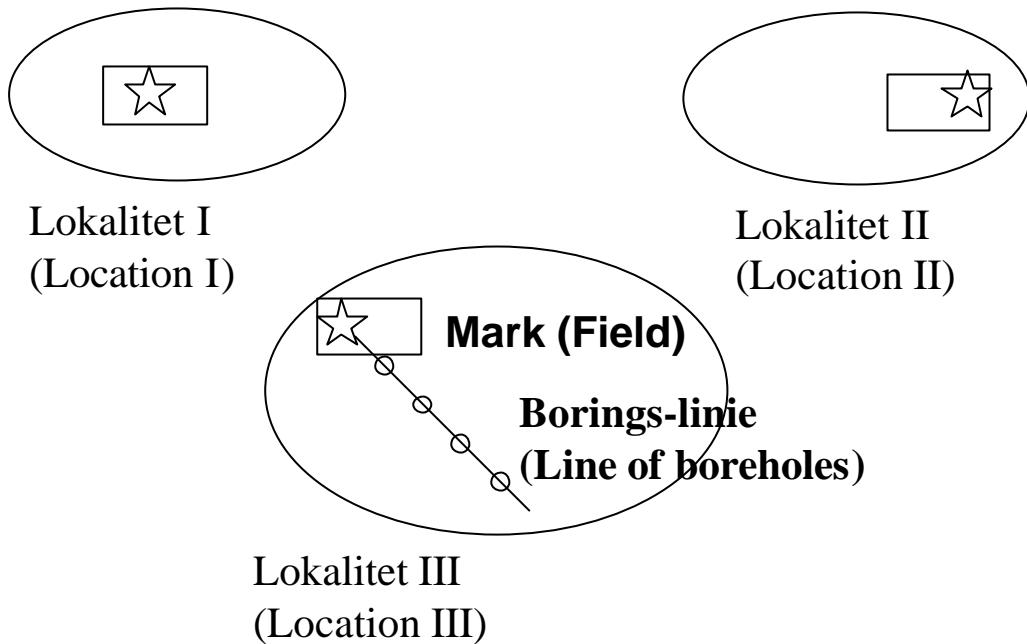
Metodebeskrivelse

Den overordnede relation mellem parametre og geologisk information er valgt som landskabselementer. Overordnet danner landskabssystemet f.eks. proglaciale landskab den overordnede enhed; heri indgår forskellige landskabselementer f.eks. smeltevandsslette og bakkeøer, som er dannet i samme submiljø (Krüger, 2000).

Der udvælges 8 landskabselementtyper, som repræsenterer forskellige sandede aflejninger i Danmark. Indenfor hver landskabselementtype udvælges 3 marker, hvorpå der udføres detailundersøgelser. For hver landskabselementtype udvælges én lokalitet, hvor der udføres en boringslinie (beskrevet efterfølgende). Et overblik over undersøgelsesstrategi er vist på figur 2.

Detailundersøgelserne består i at måle sammenhørende parameterværdier for transport, nedbrydning og sorption af pesticider og deres variation i 5 dybder pr. umættet profil pr. mark og karakterisere profilerne geologisk og pedologisk. På 6 marker undersøges derudover markvariationen i udvalgte hydrauliske og stofspecifikke parametre i to dybder indenfor den øverste meter.

Landskabselementtype (Type of landform)



- Analyse af markvariation
(Analysis of field variation)
- ☆ Profilanalyse (Profile analysis)
- Reduceret profilanalyse
(Reduced profile analysis)

Figur 2. Overblik over feltundersøgelsesstrategi for én landskabselementtype. Overview of strategy for field investigations for one type of landform.

Boringslinierne består af 5 profiler indenfor ét landskabselement, hvoraf det ene profil er beskrevet under detailundersøgelserne. Måleprogrammet for boringslinierne svarer til detailundersøgelsernes, dog måles der færre parametre.

Feltdata analyseres for at se, om der er relationer mellem parameterværdier og geologisk/pedologisk information. Variationen på parameterværdierne indenfor ét profil, én landskabselementtype og én mark kvantificeres.

Identifikation af de styrende parametre med hensyn til pesticidudvaskning udføres ved at opstille én-dimensionale numeriske modeller (FOCUS, 1995) for de undersøgte profiler og undersøge de målte parametres betydning for udvaskning. Parameterværdierne og deres variation benyttes i modellerne til at beregne den forventede pesticidudvaskning og variation i

udvaskning. For at sikre kvaliteten af modelleringen afprøves modelleringsmetoden også på lokaliteter, hvor der er målt vandstrømning og stoftransport f.eks. markerne, der benyttes i projektet: Varslingssystem for udvaskning af pesticider til grundvandet (Lindhardt *et al.*, 2001).

Det er meget ressourcekrævende at bestemme især hydrauliske og stofspecifikke parametre (ledningsevner, nedbrydning, og sorption). Samtidig findes disse parametre kun yderst sjældent i landsdækkende databaser. For at kunne generalisere parameterbestemmelserne på profileniveau til andre profiler, udvikles der pedo-transferfunktioner (Bouma and van Lanen, 1987), der relaterer hydrauliske parametre til billigere og oftere målte jorddata som f.eks. tekstur. Samtidigt udføres der facies-studier, det vil sige en inddeling af sedimenter i særegne enheder karakteriseret ved blandt andet deres farve, kornstørrelse, sorteringsgrad og strukturer, i profilerne og grusgrave med henblik på at kunne relatere hydrauliske parameterværdier til disse inddelinger. Endeligt relateres stofspecifikke parametre til billigere mikrobiologiske parametre og jorddata.

Det er ikke muligt, at få et fuldstændigt overblik over sorptions og nedbrydningsforhold i alle danske jordtyper for alle de pesticider, der i dag anvendes. Derfor undersøges det, om det er muligt at gruppere pesticider i enkle klasser med samme sorptions- og nedbrydningsegenskaber. Der udvælges pesticider, der repræsenterer forskellige kemiske grupper (f.eks. phenylurea herbicider, phenoxytsyrer, triaziner m.fl.), og som hver især har forskellige sorptions- og nedbrydningskarakteristika. De udvalgte pesticiders primære nedbrydning, mineralisering, og sorption til forskellige sandjorde bestemmes, og det vurderes, om stofferne kan grupperes.

På baggrund af kvantificering af styrende parametre og deres variation, generalisering af data, beregnet pesticidudvaskning, opskalering af resultater og gruppering af pesticider undersøges det, om størrelsen af pesticidudvaskning kan klassificeres udfra kendt data og lettilgængelige undersøgelser. Hvis dette er muligt, formuleres et operationelt værktøj til udpegning af pesticidfølsomme arealer, som amterne kan benytte. Det tilstræbes, at konceptet er så enkelt som muligt f.eks. som en nøgle eller et ekspertsystem afhængig af niveauet af resultaterne.

Konceptet afprøves på udvalgte lokaliteter repræsenterende forskellige landskabelementtyper. Der etableres et simpelt moniteringssystem med rammeboringer, hvor der måles pesticider i det øverste grundvand. Måleresultaterne sammenlignes med det forventede resultat udfra konceptet. For at vurdere konceptets funktionalitet afprøves det i fællesskab med to amter på to yderligere udvalgte lokaliteter.

Resultater

Den overordnede tese og metode til udarbejdelse af et koncept til udpegning af pesticidfølsomme sandarealer er blevet præsenteret. Det færdige koncept for sandede arealer vil foreligg i 2003.

Litteratur

- Albrechtsen H-J.* 2000. Afrapportering af Det strategiske Miljøforskningsprogram SMP96 om 'Pesticider og grundvand'. Vandforsyningsteknik, 49, s. 69-82.
- Albrechtsen H-J, Mills M, Aaman J & Bjerg PL.* 2001. Degradation of herbicides in shallow Danish aquifers - an integrated laboratory and field study. Pest Management Science, accepteret.
- Bicheludvalget.* 1999. Rapport fra hovedudvalget, Miljøstyrelsen.
- Bouma J & van Lanen JAJ.* 1987. Transfer functions and threshold values: From soil characteristics to land qualities. s. 106-110. I K.J. Beck *et al.* (ed.) Quantified land evaluation. Proc. Worksh. ISSS and SSSA, Washington, DC. 27. april – 2. maj 1986, Int. Inst. Aerospace Surv. Earth Sci. Publ. nr. 6. ITC Publ., Enschede, Holland.
- FOCUS.* 1995. Leaching models and EU registration. Afsluttende rapport af arbejdsgruppen - Forum for the Co-ordination of pesticide fate models and their Use, med midler fra the European Commission, The European Crop Protection Association and COST Action 66. DOC.4952/VI/95.
- Fyns Amt.* 2000. Vandmiljøovervågning: Landovervågning 1999. Natur og Vandmiljøafdelingen.
- Lindhardt B, Kjær J & Olsen P.* 2001. Udvaskning af pesticider fra kartoffeldyrkning på sandjord, vurderet ud fra markforsøg. Denne publikation.
- Krüger K.* 2000. Glacialmorphologi – fladlandsgletcheren og landskabet. Geografisk Institut, Københavns Universitet.
- Miljøstyrelsen.* 1998. Betænkning fra Miljøstyrelsen nr. 1. 1998: Drikkevandsudvalgets betænkning.
- Miljøstyrelsen.* 2000. Vejledning nr. 3. 2000: Zonering.
- Nordjyllands Amt.* 2000. Landovervågning 1999. Natur- og Miljøkontoret.
- Storstrøms Amt.* 2000. Vandmiljøovervågning: Landovervågning 1999. Teknisk Forvaltning, Miljøområdet.
- Sønderjyllands Amt.* 2000. Vandmiljøovervågning: Landovervågning 1999. Teknisk Forvaltning, Miljøområdet.
- Vejle Amt.* 2000. Vandmiljøovervågning: Landovervågning 1999. Teknik og Miljø.

Miljøstyrelsens vurdering og godkendelse af glyphosat

The Danish EPA's assessment and approval of glyphosate

Steen Marcher
Pesticidkontoret
Miljøstyrelsen
Strandgade 29
DK-1401 København K

Summary

The Danish EPA has re-evaluated glyphosate, and a number of products containing glyphosate were approved for a period of 10 years from September 2000. If results from ongoing or new studies, e.g. Danish field and lysimeter studies, show unacceptable fate or harmful effects of glyphosate or its major metabolite AMPA, the approval will be re-evaluated. There are some restrictions in the new approval. Glyphosate cannot be used on wearing surfaces (sand, gravel, pavement, etc.), buffer zones are introduced to the aquatic environment and for a few products the maximum dosage is reduced.

Glyphosate and its metabolites have no unacceptable health effects, and use of the products with suitable protective equipment is not found to be injurious to health. The use as a desiccant in cereals up to 10 days before harvest is acceptable in regard to health.

Glyphosate is not harmful to the environment when using a buffer zone of 2 meters to the aquatic environment and if not used on wearing surfaces.

The documentation on leaching from wearing surfaces is not sufficient to make an evaluation on the risk for ground water contamination; therefore an approval cannot be given for this application area.

As glyphosate is toxic to fish and algae, a buffer zone of 2 metres has to be used. Most of the products are more toxic than the active ingredient and are restricted with a buffer zone of 10 metres. The products can still be used as weed control against hogweed (*Heracleum monteazzianum*) within the buffer zone, if applied by swabbing or with hand held equipment, and it is ensured that no spills or accidents happen.

Indledning

Bekæmpelsesmidler med glyphosat som aktivstof blev første gang godkendt i Danmark i 1975. Godkendelsen gjaldt det vel nok mest kendte middel Roundup. Senere er en række andre midler godkendt. I 1990 blev alle midler med glyphosat underlagt en skærpet vurdering og godkendt i forbindelse med Miljøstyrelsens revurdering; disse godkendelser udløb den 15. september 2000.

Efter en omfattende fornyet vurdering af glyphosat og de enkelte midlers effekt på sundhed og miljø gav Miljøstyrelsen den 14. september 2000 en fornyet godkendelse for en

periode på 10 år. I de nye godkendelser er der lagt restriktioner på anvendelsen i forhold til tidligere. I store træk er det ikke længere tilladt at anvende midlerne på såkaldte befæstede arealer (sand, grus, fliser, asfalt mv.), ligesom der nu er indført beskyttelseszoner til vandmiljøet (vandløb og sører mv.). Enkelte midler kunne ikke godkendes, fordi de var for giftige for dyr og planter i vandmiljøet. Endvidere er den højeste dosering nedsat for enkelte midler.

Der har været stor opmærksomhed omkring den fornyede vurdering af glyphosat, blandt andet fordi stoffet de senere år har været det mængdemæssigt mest solgte aktivstof i Danmark. Det samlede salg af glyphosat i 1999 udgjorde 615.414 kg, heraf 513.398 kg til landbrugets planteavl (Miljøstyrelsen, 2000). Salget til landbruget svarer til en teoretisk behandling af 407.459 ha baseret på en standarddosering på 1,260 kg/ha. Til sammenligning er Danmarks landbrugsareal i 1999 opgjort til 2.232.715 ha. Roundup er desuden det mest anvendte bekæmpelsesmiddel i stat, amter og kommuner samt hos private.

Denne artikel beskriver kort de krav, der stilles i forbindelse med godkendelse af bekæmpelsesmidler, og gennemgår miljøstyrelsens vurdering af midler med glyphosat som aktivstof. Hovedvægten er lagt på de miljømæssige konsekvenser, herunder restriktioner i anvendelsen i forhold til tidligere.

Regler for godkendelse af bekæmpelsesmidler

Pesticider er miljøfremmede stoffer, som er udviklet med det formål at påvirke levende organismer. Anvendelsen af pesticider har derfor som følge af stoffernes natur en effekt på miljøet. Afhængig af stoffernes art kan pesticiderne ligeledes have en effekt på den menneskelige sundhed. Af denne årsag stilles der store krav i forbindelse med godkendelse af bekæmpelsesmidler. Kravene fremgår af kemikalieloven (Miljø- og Energiministeriet, 2000a) og bekendtgørelse om bekæmpelsesmidler (Miljø- og Energiministeriet, 2000b).

En godkendelse af et bekæmpelsesmiddel løber som hovedregel i ti år, dog kun i 5 år hvis midlet er klassificeret som "meget giftigt" eller "giftigt" for mennesker. Hvis en godkendelse ønskes opretholdt, skal der søges fornyet godkendelse mindst ét år før den eksisterende godkendelse udløber. Sammen med ansøgningen skal der indsendes en meget omfattende række undersøgelser (dokumentation) på aktivstoffets og midlets effekt på sundhed og miljø samt over midlets effektivitet og restkoncentrationer i relevante afgrøder.

Kemikalieloven tillader godkendelse af bekæmpelsesmidler, der har en vis grad af negative effekter på sundhed eller miljø; blot må der ikke være tale om, at midlet er - eller formodes at være - *særligt* farligt for sundheden eller *særligt* skadeligt for miljøet. Det faktum, at et bekæmpelsesmiddel er godkendt, er altså *ikke* ensbetydende med, at midlet er ufarligt eller uskadeligt.

Krav til ansøgningen

Ved vurdering af, hvorvidt og i hvilket omfang et bekæmpelsesmiddel kan godkendes, foretager Miljøstyrelsen en omfattende og detaljeret vurdering af aktivstoffets og midlets sundhedseffekter og miljøeffekter ved det konkret ansøgte anvendelsesområde, det vil sige for de ønskede afgrøder, årstid for anvendelsen, midlets dosering, udbringningsmetode m.m. Miljøstyrelsen har udarbejdet et såkaldt vurderingsgrundlag kaldet "Rammer for vurdering af

plantebeskyttelsesmidler” (Miljøstyrelsen, 1998), der giver vejledning i, hvordan undersøgelseresultater vurderes, hvordan risikoen ved den ansøgte brug vurderes, og hvilken grad af effekter, der må anses for særligt farlige eller særligt skadelige. Eventuelle lovbestemte grænseværdier indgår også i vurderingen. Kan midlet godkendes, fastlægger Miljøstyrelsen etiketten indhold, herunder restriktioner i anvendelsen.

Forudsætningen for en eventuel godkendelse er, at midlet er effektivt til det ansøgte anvendelsesområde. Denne effektivitetsvurdering foretages, afhængigt af anvendelsesområdet, af Danmarks JordbrugsForskning (DJF) eller Forskningscenter for Skov og Landskab (FSL), der samtidig fastsætter anbefalede doseringer. DJF tager desuden stilling til, om anvendelsen af midlet er farlig for bier.

Behandlingsfrister (sprøjtefrister) bliver fastsat af Fødevaredirektoratet ud fra en vurdering af restkoncentrationen af aktivstoffet og eventuelle nedbrydningsprodukter i fødevarer og animalske produkter.

Sundhedsmæssig vurdering

De sundhedsmæssige undersøgelser omfatter en række akutte test, der belyser effekten ved kort tids udsættelse for et stof: Giftighed ved indtagelse, hudkontakt og indånding, hud- og øjenirritation samt allergifremkaldende egenskaber.

Forskellige langtidseffekter skal også testes: Giftighed ved længere tids udsættelse for stoffet, herunder kræft, påvirkning af arvematerialet (mutation) samt effekter på forplantningsevne og afkom. Giftighed for nervesystemet kræves undersøgt for visse typer aktivstoffer. Effekten af aktivstoffs nedbrydningsprodukter og eventuelle urenheder skal blyses, ligesom stoffets optagelse, fordeling, omdannelse og udskillelse i pattedyr skal kendes. For midlet skal blandt andet akut giftighed samt hud- og øjenirritation undersøges.

Miljømæssig vurdering

De miljømæssige undersøgelser skal belyse stoffets skæbne og effekt (giftighed) i miljøet, det vil sige, hvad der sker med stoffet efter udsprøjtning, og i hvilket omfang dyr og planter påvirkes.

Stoffets skæbne skal beskrives gennem nedbrydningsvej og nedbrydningshastighed i jord under forskellige forhold, herunder akkumulering i jord samt dannelse og omsætning af nedbrydningsprodukter. Transport, binding og frigivelse i forskellige jordtyper undersøges for at vurdere nedsivning af aktivstof og nedbrydningsprodukter til grundvand. Desuden skal der være oplysninger om fordampning fra jord, nedbrydning i vand og fordelingen af aktivstoffet og dets nedbrydningsprodukter mellem vand og sediment samt ophobning af stoffet gennem fødekæden (bioakkumulering).

Giftigheden for dyr og planter i vandmiljøet, giftighed for regnorme, fugle, pattedyr og eventuelt andre nyttedyr samt effekt på mikrobiologiske processer i jord skal testes. Desuden kræves der oplysninger om langtidseffekter i form af giftighed overfor krebsdyrs og fugles reproduktion samt øvrige effekter på pattedyr.

Der foretages en risikovurdering, hvor giftigheden for de enkelte dyregrupper og vandplanter sættes i forhold til den forventede koncentration i deres omgivelser eller føde. Da der

kun er testet få arter i forhold til det store artsantal i naturen, inddrages en sikkerhedsfaktor i beregningen af risici.

Ansøgningen om fornyet vurdering af glyphosat

Godkendelsen af bekæmpelsesmidler med glyphosat udløb den 15. september 2000. Forinden havde de to firmaer Monsanto Danmark A/S og Cheminova A/S i fællesskab indsendt en ansøgning om fornyet godkendelse af en række midler med glyphosat. I den forbindelse blev der indsendt et omfattende dokumentationsmateriale på aktivstoffet glyphosat i form af sundhedsmæssige og miljømæssige undersøgelser samt effektivitet og restkoncentrationer i afgrøder. Ligeledes var der dokumentation på de enkelte midler. Denne dokumentation samt tidligere indsendt materiale udgjorde ca. 20 hyldemeter ringbind. Hertil kommer en række firmaer, der indsendte ansøgninger på parallelle produkter eller kopiprodukter. I alt var der tale om ca. 55 ansøgninger på bekæmpelsesmidler med glyphosat.

Ud over den af firmaerne indsendte dokumentation har Miljøstyrelsen inddraget mange andre undersøgelser, herunder materiale fra blandt andre Greenpeace, ligesom Styrelsen gennem Dansk Toksikologi Center (DTC) og Danmarks Miljøundersøgelser (DMU) har foretaget en omfattende litteratursøgning i den offentligt tilgængelige litteratur på både sundhed og miljø. Endelig har Miljøstyrelsen inddraget danske undersøgelser over nedbrydning i jord og nedsivning til grundvandet, flere af disse undersøgelser er finansieret af Miljøstyrelsen. Endelig er danske og udenlandske resultater fra grundvandsovervågning medtaget i vurderingen.

Midlerne er søgt godkendt til ukrudtsbekæmpelse samt nedvisning i landbrug, frugtavl, havebrug, skovbrug og udyrkede arealer.

Effektivitet

Bekæmpelsesmidler med glyphosat er vurderet som effektive til det ansøgte anvendelsesområde. For enkelte midler er der for nogle få anvendelsesområder tale om en nedsættelse af den maksimale dosering, fordi effektivitetsvurderingen viste en tilfredsstillende effekt ved en højere dosering end den ansøgte. Således er den højeste godkendte dosering, baseret på aktivstoffet, 2,160 kg glyphosat pr. ha; den maksimale dosering ved de forskellige anvendelser vil altid fremgå af etiketten/brugsanvisningen.

Sundhedsmæssig vurdering

Sammenfattende har Miljøstyrelsen vurderet, at glyphosat og dets nedbrydningsprodukter ikke er særligt farligt for sundheden, herunder at brug af glyphosatholdige bekæmpelsesmidler ikke indebærer risiko for skader på arveanlæggene hos mennesker. Miljøstyrelsen vurderer endvidere, at de forskellige midler ved normal anvendelse, herunder brug af egnede værnehedsmidler, ikke er særligt farlige for sundheden. Endvidere er der ikke sundhedsmæssigt uacceptable effekter ved anvendelse af glyphosat til nedvisning i korn indtil 10 dage før høst.

Akut giftighed

Aktivstoffet glyphosat har lav akut giftighed ved indtagelse, hudkontakt og indånding. Det er ikke hudirriterende og vurderes ikke at give allergi. Den rene glyphosat (syre) er stærkt øjebindende.

nirriterende, men de salte af glyphosat, der indgår i de godkendte midler, er langt mindre øjen-nirriterende og vurderes ikke at give varige skader. Ved udsættelse for glyphosat gennem lidt længere tid (4 til 13 uger) er der tale om lav giftighed.

Kræftfremkaldende effekt

Kræftfremkaldende effekter er undersøgt i adskillige 2 års studier på rotter, mus og hunde, hvor dyrene dagligt har fået glyphosat i føden. Der blev påvist en række negative effekter på dyrene, men der blev ikke fundet tegn på, at glyphosat er kræftfremkaldende. I en enkelt undersøgelse fra den åbne litteratur blev det konkluderet, at glyphosat så ud til at være en svag hepatocarcinogen promotor, det vil sige, at der var svage tegn på kræftfremkaldende effekter i leveren. Den anvendte test er dog kun en screeningstest, der er velegnet til at screene potentielle stoffer, der menes at kunne besidde kræftfremkaldende egenskaber. Da ingen af de fornævnte udførte studier tyder på, at glyphosat besidder nogen kræftfremkaldende egenskaber, er screeningsundersøgelsen ikke tillagt nogen videre betydning.

Øvrige langtidseffekter

Effekt på arveanlæg (mutagenicitet) er undersøgt i flere test efter internationalt anerkendte retningslinier. I disse test var glyphosat ikke mutagent. Ud over dette er der en række publicerede test med ren glyphosat og/eller midler med glyphosat. Midlerne er ikke i alle test specifiseret, og flere er næppe identiske med de, der markedsføres i Danmark. Nogen af disse test er positive i doser, der er giftige for celler (cytotokiske). Midlerne er giftige for celler i lavere koncentrationer end aktivstoffet, hvilket formentlig skyldes, at stoffet trænger bedre ind i cellerne på grund af hjælpestofferne og/eller, at hjælpestofferne i sig selv kan være cellegifte. Da testene kun er positive i ret giftige doser, vurderes det, at glyphosat eller formuleringerne ikke er mutagene.

De øvrige langtidsundersøgelser viste, at glyphosat ikke havde negativ effekt på reproduktionen og ikke var skadeligt for fostre.

Nedbrydningsprodukter

Der er ikke påvist sundhedsmæssigt uacceptable effekter af glyphosats nedbrydningsprodukter.

Behandlingsfrister

Miljøstyrelsen har i samarbejde med Fødevaredirektoratet og Danmarks JordbrugsForskning vurderet brugen af glyphosatmidler i korn i indtil 10 dage før høst. De gældende EU-maksimalgrænseværdier for glyphosat kan overholdes for alle de ansøgte anvendelser og behandlingsfrister, og det er Miljøstyrelsens vurdering, at der ikke er sundhedsmæssigt uacceptable effekter ved brug af midler med glyphosat indtil 10 dage før høst.

Miljømæssig vurdering

Sammenfattende har Miljøstyrelsen vurderet, at glyphosat er giftigt for dyr og planter i vandmiljøet med hensyn til både akutte og subakutte effekter. Såfremt der anvendes en beskyttelses-

zone til vandmiljøet på 2 meter, og såfremt det ikke anvendes på befæstede arealer, vurderes det, at aktivstoffet glyphosat ved de ansøgte doseringer, ikke udgør nogen uacceptabel risiko for miljøet.

Nedbrydning i jord

Halveringstiden (den tid der går, før halvdelen af et stof er nedbrudt) for glyphosat i jord i laboratorieforsøg var 2 – 25 dage. I feltforsøg under forskellige geografiske, klimatiske og dyrkningsmæssige betingelser var der tale om typiske halveringstider på ½ til 2 måneder med værdier spændende fra 2 til 159 dage.

På denne baggrund vurderede Miljøstyrelsen, at glyphosat ved den ansøgte anvendelse ikke indebærer en risiko for uacceptabel persistens (svær nedbrydelighed) i jord.

Glyphosat nedbrydes til AMPA (aminomethylphosphonsyre), det dominerende nedbrydningsprodukt og det ratebestemmende led ved den fuldstændige omdannelse (mineralisering) af glyphosat. Typiske maksimumskoncentrationer af AMPA i jorden er 20 - 25% af den doserede mængde glyphosat. Enkelte andre nedbrydningsprodukter er påvist sporadisk i jord i lave koncentrationer (op til 1% af doseret glyphosat).

AMPA blev i laboratoriet nedbrudt med halveringstider på 34 til 114 dage, men i feltforsøg var der tale om en langsom nedbrydning med typiske halveringstider på 3 – 6 måneder. AMPA bindes meget fast i jord. Den AMPA, der fortløbende frigøres fra jorden, nedbrydes generelt relativt hurtigt.

Kan AMPAs langsomme nedbrydningshastighed accepteres

Pesticider og nedbrydningsprodukter med halveringstider større end 3 måneder i jord anses for at have en uacceptabel høj persistens, og der kan ikke umiddelbart gives godkendelse til disse. Der kan dog accepteres halveringstider på 3 - 6 måneder, såfremt det gennem undersøgelser kan bevises, at stoffet ikke transporterer bort fra målområdet og ikke har uacceptable effekter på jordlevende dyr og mikroorganismer. AMPA falder ind i denne kategori af stoffer.

Ud fra dokumentationen på skæbne i jord vurderer Miljøstyrelsen, at AMPA ikke forventes at transporterer bort fra målområdet ved fordampning eller nedvaskning. DMUs (NERI 2000) udredning af glyphosats effekt på jordlevende organismer konkluderer ud fra en række undersøgelser udført under klimatiske og jordbundsmæssige betingelser, der er sammenlignelige med danske forhold, at der ikke forventes uacceptable effekter ved normal landbrugsmæssig anvendelse af glyphosat. Den mest omfattende undersøgelse, der omfatter en lang række dyr, planter og mikroorganismer, er udført over en så lang tidsperiode (3 år), at den efter Miljøstyrelsens vurdering også belyser effekten af AMPA. Undersøgelsen viste ingen effekter af behandlingen. Endelig viser en undersøgelse over AMPAs langtidseffekter på regnorme, der er indsendt i forbindelse med EU's revurdering af glyphosat, at glyphosat ved den ansøgte anvendelse ikke vurderes at udgøre uacceptabel risiko for jordlevende invertebrater.

På denne baggrund vurderede Miljøstyrelsen, at midler med glyphosat ikke udgør nogen uacceptabel risiko for miljøet for så vidt angår AMPAs persistens.

Forurening af grundvand under dyrkede arealer

I laboratorieundersøgelser blev både glyphosat og dets AMPA bundet særdeles fast til jord, og der var tale om en lav udvaskning af de to stoffer. En lille del af den bundne glyphosat og AMPA kan dog løbende friges. Generelt for alle stoffer gælder, at afhængigt af jordens beskaffenhed, herunder pore- og sprækkesystemer, anvendelsestidspunkt og vejrlig, vil mindre mængder kunne bevæge sig nedad i jorden. Transportens omfang vil blandt andet afhænge af stoffernes egenskaber, herunder hvor hurtigt de nedbrydes og igen bindes i jorden.

Danske undersøgelser i form af lysimeter- og feltstudier (Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse, 2000; O.H. Jacobsen *et al.*, 2000; B. Nilsson *et al.*, 2000 og Danmarks JordbrugsForskning, 2000) har vist, at begge stoffer i nogle tilfælde kan sive ned til i hvert fald 1½ meters dybde og her påvises i grundvandet. Der er dog tale om koncentrationer, der er lavere end grænseværdien på 0,1 ? g/l.

Danske analyseresultater for glyphosat og AMPA frem til april 2000 fra grundvandsovervågningen, landovervågningsoplændene og vandværkernes råvandskontrol blev inddraget i vurderingen af glyphosat. I disse undersøgelser var glyphosat og AMPA påvist i henholdsvis 14 og 11 boringer (filtre) ud af mere end henholdsvis 669 og 586 undersøgte; det totale antal undersøgte boringer kan ikke angives, da enkelte amter kun har opgivet, hvorvidt der er påvist glyphosat eller AMPA, men ikke angivet antallet af undersøgte boringer. Der blev påvist koncentrationer over grænseværdien for glyphosat i 5 tilfælde og for AMPA i 4 tilfælde. Alle overskridelserne blev gjort på lokaliteten Lillebæk på Fyn.

Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse (GEUS) konkluderede på daværende tidspunkt (B. Nilsson *et al.*, 2000), at de pågældende boringer alle var utætte i toppen, og at det ikke kunne afgøres, hvorvidt fundene skyldtes forurening af boringerne gennem utætherne, gennem naturlige strømningsveje eller som en kombination af de to muligheder. Rapporten er efter godkendelsen af glyphosat blevet revideret, og konkluderer nu, at der er overvejende sandsynlig for, at en del af forurenningen skyldes en naturlig transport af glyphosat og AMPA ned til filtrerne.

Bedømt ud fra den samlede information, herunder nedbrydningsforhold, bindingsstyrke i jord, mobilitet i laboratorie- og feltundersøgelser i Danmark og udlandet samt moniteringsresultater, vurderer Miljøstyrelsen, at glyphosat og AMPA ved de ansøgte anvendelser på almindelig mikrobiel aktiv jord, ikke udgør en uacceptabel risiko for forurening af grundvandet med koncentrationer over grænseværdien. GEUS, som fulgte Miljøstyrelsens vurdering af glyphosat med hensyn til risikoen for forurening af grundvandet, var enig i denne vurdering af de to stoffer.

Miljøstyrelsen er bekendt med, at flere danske undersøgelser over glyphosats og AMPAs nedbrydning og bevægelighed i jord forventes afsluttet i 2001. Resultaterne vil blive vurderet, når de foreligger. Såfremt der kommer nye oplysninger, der indikerer uacceptable effekter, vil godkendelserne blive taget op til en fornyet vurdering.

Forurening af grundvand under befæstede arealer

Befæstede arealer er områder, hvor muldlaget er fjernet eller overdækket, således at den mikrobielle aktivitet er ophørt eller er meget ringe. Danmarks og Grønlands Geologiske Under-

søgelse vurderede i en rapport i 1998 (GEUS, 1998), at der er risiko for en stor udvaskning af pesticider fra befæstede arealer sammenlignet med udvaskningen fra almindelig landbrugsjord, fordi der er dårligere nedbrydnings- og bindingsforhold samt en hurtigere vandbevægelse på befæstede arealer. Ved revision af Miljøstyrelsens "Rammer for miljømæssig vurdering af plantebeskyttelsesmidler" i 1999 (Miljøstyrelsen, 1999) blev der stillet krav om særlig dokumentation på mobiliteten af aktivstof og metabolitter, såfremt et bekämpelsesmiddel søges anvendt på befæstede arealer.

GEUS's kategorisering af befæstede arealer er angivet herunder:

- ? Vejkanter langs større veje
- ? Jernbaner
- ? Grus- eller stendækning direkte på underjord, dvs. hvor muldlaget er fjernet
- ? Flise- eller brostensdækning over stabilgrus direkte på underjord, dvs. hvor muldlaget er fjernet.
- ? Grus- eller stendækning, der ligger på muldag
- ? Bar jord med et gammelt lag muldjord, der ikke modtager tilførsel af organisk materiale eller kunstgødning

Der er ikke indsendt dokumentation på udvaskning fra befæstede jorde udført under forhold, der kan sammenlignes med danske. En enkelt undersøgelse (N.J. Smith *et al.*, 1996) udført i det nordlige Canada viste i ét ud af tre tilfælde en udvaskning af glyphosat gennem et fyldlag af grovkornet materiale. Undersøgelsen er dog ikke fyldestgørende beskrevet, og forholdene vurderes ikke at være sammenlignelige med danske. Derfor kan der ikke gives en sikker vurdering af risikoen for udvaskning fra befæstede arealer under danske forhold, og Miljøstyrelsen kan derfor ikke godkende denne anvendelse af glyphosat. Midlerne må dog fortsat bruges på jernbaner, blandt andet fordi glyphosat bindes kraftigt til metalforbindelser i slaggerne og underlaget.

For midler, der alene er beregnet som hus- og havemidler, er godkendelsen givet på betingelse af, at produktet kun markedsføres som hus- og havemiddel, samt at det kun må markedsføres i emballager, hvis indhold kan behandle op til og med 1000 m². Det skal samtidig anføres på etiketten, at "På arealer med belægninger af sand, grus, fliser, sten og lignende må der kun sprøjtes på ukrudtet. Undgå at ramme arealet uden om ukrudtet".

Skæbne i vand

I vand/sedimentsystemer forsvinder glyphosat generelt hurtigt fra vandfasen. En væsentlig del af tilsat glyphosat genfindes i sedimentet, hvor det nedbrydes med moderat til langsom hastighed. Hovedmetabolitten AMPA nedbrydes i vand/sediment generelt med hastigheder, der er sammenlignelige med eller hurtigere end glyphosats nedbrydningsrate.

I test på bionedbrydelighed i vand var der ingen eller kun en meget beskeden nedbrydning af glyphosat, hvorfor glyphosat ifølge internationale retningslinier skal betegnes som "ikke let bionedbrydeligt".

Der er ikke uacceptabel risiko for bioakkumulering af glyphosat i fisk og andre akvatiske organismer.

Giftighed i vandmiljøet

Miljøstyrelsen vurderer giftigheden af aktivstoffet og midlerne overfor dyr og planter i miljøet i forhold til den ansøgte dosering og forventede koncentration i miljøet.

Glyphosat er giftigt overfor fisk og alger, mens det har lav giftighed overfor krebsdyr og andre dyr i vand. Miljøstyrelsen vurderer, at glyphosat, ved de anerkendte anvendelser, kan medføre uacceptable akutte effekter på dyr og planter i vand ved direkte oversprøjting. Såfremt der anvendes en beskyttelseszone (se afsnittet nedenfor) til vandmiljøet på 2 meter, udgør glyphosat ikke nogen uacceptabel risiko for akvatiske organismer ved de ansøgte doseringer. For midlernes vedkommende er der tale om en væsentlig større giftighed end for det rene aktivstof. Hjælpestofferne i midlerne er mere giftige end aktivstoffet eller forstærker virkningen af aktivstoffet. Af denne årsag er der fastsat større beskyttelseszoner for de fleste af midlerne end for ren glyphosat (se nedenfor).

Det skal bemærkes, at der er foretaget en lang række analyser af glyphosat og AMPA i danske vandløb, sører og drænvand. De målte koncentrationer af glyphosat har typisk ligget fra under detektionsgrænsen ($< 0,01 \text{ ? g/l}$) til 1 ? g/l , dog i enkelte tilfælde op til $2,7 \text{ ? g/l}$ i vandløb og én enkelt værdi i drænvand på 11 ? g/l . For AMPAs vedkommende er der tale om typiske værdier fra under detektionsgrænsen ($< 0,01 \text{ ? g/l}$) til 1 ? g/l , dog i enkelte tilfælde op til $2,2 \text{ ? g/l}$.

Miljøstyrelsens risikovurdering af effekter på akvatiske organismer ovenfor er baseret på en 2 meter sikkerhedszone til vandmiljøet, hvilket giver en teoretisk forventet koncentration kort tid efter udspøjtning på 13 ? g/l ved den højeste anvendte dosering på $2,160 \text{ kg glyphosat pr. ha}$. Alle de målte koncentrationer er således mindre end den teoretiske koncentration kort tid efter spøjtning, som Miljøstyrelsen har taget som udgangspunkt i vurderingen. Det vil sige, at Styrelsens risikovurdering giver den ønskede beskyttelse i forhold til de målte koncentrationer, samt at de beregnede teoretiske koncentrationer ikke ligger urealistisk højt i forhold til de målte værdier.

Giftighed i landjordsmiljøet

Glyphosat vurderes, ved de ansøgte anvendelser, ikke at udgøre nogen uacceptabel risiko for regnorme, andre jordlevende organismer samt fugle og pattedyr med hensyn til både akutte og langsigtede effekter. Ved de ansøgte anvendelser af glyphosat vurderes der ikke at være uacceptabel risiko for regnorme og andre jordlevende organismer med hensyn til akutte og kroniske effekter af nedbrydningsproduktet AMPA.

Beskyttelseszoner til vandmiljøet

Ved spøjtning med bekæmpelsesmidler opstår der en spøjttetåge, som kan drive ud i vandet. Denne afdrift er målt eksperimentelt i forskellige afstande for forskellige afgrøder (Ganzelmeier *et al.*, 1995). Miljøstyrelsen benytter de målte værdier til en beregning af den forventede koncentration i vandmiljøet. Koncentrationen sammenholdes med de koncentrationer, der

er skadelige for dyr og planter (alger og eventuelt vandplanter) i vandmiljøet. På baggrund af disse beregninger og under anvendelse af en sikkerhedsfaktor, der tager højde for effekten på de arter, der ikke er testet, fastsætter Miljøstyrelsen en beskyttelseszone. Der må ikke sprøjtes indenfor denne beskyttelseszone, fordi dette vil kunne medføre alvorlig skade på dyr og planter i vandet. Beskyttelseszonens størrelse afhænger af midlets giftighed, dosering og anvendelse.

Det typiske middel Roundup har som hovedparten af de andre midler fået en beskyttelseszone til vandmiljøet på 10 meter. Det vil sige, at Roundup og de fleste andre midler ikke må anvendes nærmere end 10 meter fra vandmiljøet (vandløb og søer mv.). Enkelte produkter kan anvendes i afstand på indtil 2 meter fra vandmiljøet. Nogle få midler kunne ikke godkendes, fordi de var så giftige for vandmiljøet, at der kunne være uacceptable effekter selv ved maksimale beskyttelseszoner på 20 meter i forskellige landbrugsafgrøder.

Ved pensling af ukrudt opstår der ikke sprøjtetåge, hvorfor denne metode ikke medfører uacceptabel risiko for vandmiljøet, såfremt midlet ikke når ud i vandet. Det er derfor tilladt at anvende midler med glyphosat til pensling af f.eks. bjørneklo inden for beskyttelseszonens på 10 eller 2 meter til vandløb og søer. Ligeledes kan der anvendes en håndholdt sprøjte, hvor der sprøjtes helt tæt på bladene med en beskeden forstørning, hvilket nedsætter afdrift til et minimum sammenlignet med konventionel sprøjtning. Det skal dog sikres, at midlet ikke når ud i vandet ved f.eks. ueheld eller spild.

Klassificering

Glyphosat er giftigt for fisk og alger. Da det samtidig ud fra internationale retningslinier skal betegnes som ”ikke let bionedbrydeligt”, skal stoffet klassificeres med risikosætningerne:

- ? R51/53: Giftigt for organismer, der lever i vand; kan forårsage uønskede langtidsvirkninger i vandmiljøet.

EU's ekspertgruppe i klassificering af pesticider er nået frem til samme vurdering.

Revurdering af glyphosat i EU

Glyphosat er under revurdering i EU og forventes godkendt i 2001. En EU godkendelse forventes ikke at være væsentlig forskellig fra den danske godkendelse, dog vil der næppe være generelle restriktioner med hensyn til befæstede arealer og beskyttelseszoner til vandmiljøet, da dette normalt vil være op til de enkelte medlemsstater.

Sammendrag

Miljøstyrelsen har givet fornyet godkendelse til en række produkter, der indeholder glyphosat. Godkendelserne gælder i 10 år fra den 15. september 2000. Det skal dog bemærkes, at såfremt der kommer nye oplysninger, der indikerer uacceptable effekter, vil godkendelsen blive taget op til en fornyet vurdering.

Der er restriktioner i forhold til de tidligere godkendelser. Midlerne må ikke længere anvendes på såkaldte befæstede arealer, der er indført beskyttelseszoner til vandmiljøet, og den maksimale dosering er nedsat for enkelte midler.

Sundhedsmæssigt er glyphosat og dets nedbrydningsprodukter ikke er særligt farlige. De forskellige midler er ved normal anvendelse, herunder brug af egnede værnemidler, ikke er særligt farlige for sundheden, ligesom der ikke er sundhedsmæssigt uacceptable effekter ved anvendelse af glyphosat til nedvisning i korn indtil 10 dage før høst.

Miljømæssigt er glyphosat ved de ansøgte doseringer ikke særligt skadeligt, såfremt der anvendes en beskyttelseszone til vandmiljøet på 2 meter, og såfremt det ikke anvendes på befæstede arealer. For de fleste midler skal der anvendes beskyttelseszoner til vandmiljøet på 10 meter.

Forurening af grundvandet ved anvendelse på befæstede arealer (sand, grus, fliser, sten og lignende) er ikke tilstrækkeligt undersøgt til, at denne anvendelse kan godkendes. Midlerne må dog fortsat bruges på jernbaner, blandt andet fordi glyphosat bindes kraftigt til metalforbindelser i slaggerne og underlaget. Få midler, der er målrettet til brug i private haver, kan ved anvendelse af en lille sprayflaske stadig anvendes på befæstede arealer, såfremt der ikke sprøjtes ved siden af ukrudtet.

Miljømæssigt er glyphosat giftigt for dyr og planter i vandmiljøet med hensyn til både akutte og subakutte effekter. Midlerne er generelt mere giftige for vandmiljøet end det rene aktivstof. Derfor er der indført restriktioner i form af beskyttelseszoner. De fleste af midlerne må ikke anvendes nærmere end 10 meter fra vandmiljøet (søer, vandløb mv.), enkelte kan dog anvendes indtil 2 meter fra vandmiljøet. Det er dog stadig tilladt at bekæmpe f.eks. bjørneklo tæt på vand ved pensling eller med håndholdt sprøjte, såfremt det sikres, at midlet ikke når vandet ved spild eller uheld.

Litteratur

Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse. 1998. Rapport nr. 1998/55. Vurdering af risikoen for udvaskning af pesticider fra befæstede arealer.

Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse. 2000. Draft Maj 2000. Vurdering af den mulige udvaskning af glyphosat ved regelret anvendelse på forsøgsmarken ved Flakkebjerg.

Danmarks JordbruksForskning. 2000. Afdeling for Plantebeskyttelse. Lysimeterundersøgelse af udvaskning af ukrudtsmidlet glyphosat (Roundup) og glyphosats nedbrydningsprodukt AMPA (arbejdstitel).

Ganzelmeier et al. 1995. Studies on the spray drift of plant protection products. Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für land- und Forstwirtschaft. Berlin-Dahlem. Heft 305.

Jacobsen OH et al. 2000. Pesticider bundet til jordpartikler kan udvaskes. Naturens Verden februar 2000 (særnummer, Pesticider - konsekvenser for miljøet), 19-23.

Miljø- og Energiministeriet. 2000a. Lov om kemiske stoffer og produkter, jf. lovbekendtgørelse nr. 21 af 16. januar 1996, som senest ændret ved lov nr. 256 af 12. april 2000.

Miljø- og Energiministeriet. 2000b. Bekendtgørelse nr. 241 af 27. april 1998 om bekæmpelsesmidler, som senest ændret ved bekendtgørelse nr. 313 af 5. maj 2000.

Miljøstyrelsen. 1999. Rammer for miljømæssig vurdering af plantebeskyttelsesmidler; Pesticidkontoret den 28. maj 1999.

Miljøstyrelsen. 2000. Bekæmpelsesmiddelstatistik 1999. Orientering nr. 11 2000.

Miljøstyrelsen. 2000. Miljømæssig vurdering: Glyphosat. Pesticidkontoret 14. september 2000.

NERI. 2000. Denmark. Dept. Terrestrial Ecology. Ecotoxicology of glyphosate. May 2000.

Nilsson Bet al. 2000. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse, 2000. Undersøgelse af landovervågningsboringerne DGU nr. 165.295 – 165.297 i LOOP område 4, Lillebæk, Fyns Amt.

Smith NJ et al. 1996. Levels of the Herbicide Glyphosate in Well Water. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 57, 759-765.

Fate of Tribenuron Methyl in the Environment – Lab and Field Studies

Tribenurons skæbne i miljøet – Laboratorie- og feltstudier

H. J. Strek, D. L. Ryan & S. L. Trabue

DuPont Crop Protection Products

Stine-Haskell Research Center

P.O. Box 30, Newark

DE 19714-0030

USA

Line Petersen

Danmarks JordbruksForskning

Afdeling for Plantebeskyttelse

Forskningscenter Flakkebjerg

DK-4200 Slagelse

Summary

Tribenuron methyl hydrolyzes extremely rapidly in acidic solution and this dictates its behavior in the environment. Direct or indirect photolysis are not expected to contribute significantly to dissipation in the environment. Mineralization of the phenyl-labeled compound to CO₂ was rapid in a laboratory soil degradation experiment, approaching 60% after 120 days. Soil sorption of tribenuron methyl is considered to be low according to laboratory experiments. However, because of rapid degradation in soil, it is not expected to leach significantly into the soil profile. The principal soil metabolite is *N*-methyl triazine amine, which accounted for up to 60% of applied radioactivity in lab and European field experiments (triazine-labeled compound). It demonstrated much stronger soil sorption than tribenuron methyl in laboratory experiments and because of this it is not expected to leach significantly into the soil profile. The other major soil metabolites saccharin and triazine amine are found in lower relative amounts (maximum of 10-14%) in lab and European field tests and quickly dissipate to below 10%. Preliminary results from a field test in Denmark demonstrate the relatively rapid breakdown of tribenuron methyl (below detection level in the day 62 sample) and its major metabolite *N*-methyl triazine amine (decline from maximum of about 35% at day 11 to about 20% at day 182) and the lack of significant leaching beyond 30 cm of either tribenuron methyl or any of its metabolites.

Introduction

Tribenuron methyl (methyl 2-[[[[4-methoxy-6-methyl-1,3,5-triazin-2-yl)methylamino]carbonyl]amino]sulfonyl]benzoate) is a sulfonylurea herbicide (Figure 1) used primarily for control of broadleaf weeds in cereal crops at rates of 8.75 to 30 g ai ha⁻¹ in Europe and was first commercialized in 1987 (Brown *et al.*, 1995; Ferguson *et al.*, 1985). Laboratory studies have shown that tribenuron methyl exhibits much faster degradation rates in soils than other sulfonylureas (Berger *et al.*, 1998; Beyer *et al.*, 1987; Brown, 1990; Russell *et al.*, 1995). Field studies have demonstrated that sensitive crops can in most cases be replanted safely within two months of a tribenuron methyl application (Nilsson, 1991; West, 1989), much earlier than for other certain cereal sulfonylurea herbicides, including amidosulfuron, chlorsulfuron, flupyrifos, iodosulfuron, metsulfuron methyl, sulfosulfuron and triasulfuron.

Tribenuron methyl is much more susceptible to aqueous hydrolysis and thus degrades faster than other sulfonylureas in solution (Berger and Wolfe, 1996; Beyer *et al.*, 1987; Brown, 1990; Brown *et al.*, 1998), and this results in the rapid breakdown observed in soils. Tribenuron methyl is a weak acid with a pK_a of 5.0, water solubility of 48, 2040 and 18300 mg L⁻¹ at pH 5, 7 and 9, respectively, log K_{ow} of -0.44, and a low vapor pressure of 5.20 ? 10⁻⁰⁸ Pa (Anon., 1992). Its higher pK_a and lower water solubility relative to other sulfonylureas, e.g., chlorsulfuron and metsulfuron (Beyer *et al.*, 1987a) result in relatively stronger sorption to soil, which has been confirmed in a column leaching experiment (Rahman and James, 1989). Adsorption to soil and mobility in laboratory column leaching studies has been classified as high to moderate and was correlated inversely with pH and positively with organic carbon content (Riise, 1994; Riise *et al.*, 1994a & b), showing behavior similar to other sulfonylureas. Because of the rapid degradation experienced under field conditions, the potential of significant leaching to depths of one meter in field soils is predicted to be extremely low (Russell *et al.*, 1995). Tribenuron methyl shares the favorable toxicological and ecotoxicological properties of other sulfonylureas, exhibiting low acute and chronic toxicity levels to a variety of birds, fish, mammals and other organisms (Anon., 1992; Ferguson *et al.*, 1985).

Although used commercially for over a decade, relatively limited summary information on the environmental fate is available for this particular sulfonylurea. The purpose of this paper is to provide a synopsis of the environmental fate of tribenuron methyl which incorporates published and otherwise available information as well as laboratory and field data not previously published.

Methods

Hydrolysis and Photolysis Studies

Solutions of tribenuron methyl in buffer (0.01 M phosphate buffer for pH 5 and 7; 0.01 M borate buffer for pH 9) were used to study hydrolysis. [Triazine-2-¹⁴C]tribenuron methyl (specific activity 1524 kBq/mg) and [phenyl(U)-¹⁴C]tribenuron methyl (554 kBq/mg) were added to the respective buffer systems and sampled at 20 h, 3, 7, 14, 21 and 30 days. The radioactivity in the samples were

measured by liquid scintillation counting (LSC) and analyzed by HPLC. Photolysis studies in aqueous solution were carried out under sunlight in Wilmington, DE, USA (latitude 39° 40', longitude 75° 36') from 17 June 1986 to 17 July 1986 using similar methods. The soil photolysis study was carried out using the same batches of radiolabeled compounds as in the previous studies. The radiolabels were applied at 70-98 g as/ha to a 2mm-thick layer Gardena silt loam soil (pH 7.5, 3.0% OC, 20% clay) on a 20 × 20 cm plate. The soil was exposed to sunlight (under a quartz window) from 4 September 1986 to 7 October 1986 and was cooled to 25 °C using a continuously circulating water bath. Dark controls were covered with aluminum foil. The plates were harvested after 4, 8, 15 and 33 days of exposure and extracted three times with 9:1 acetone:0.1 M aqueous ammonium carbonate by ultrasonication at 50 °C for 15 min, once with 0.1 M aqueous ammonium carbonate, followed by three acetone washes. The extracts were concentrated under a continuous N₂ stream and measured by LSC. The radioactivity remaining in extracted soil was measured by combustion, trapped in scintillation cocktail and measured by LSC. Soil extracts were measured by HPLC.

Laboratory Soil Mobility Studies

The same batch of [*triazine-2-*¹⁴C]tribenuron methyl as in the previous studies was used for the soil thin-layer chromatography (TLC) experiment. Two tribenuron methyl metabolites, ¹⁴C-IN-L5296 (*N*-methyl triazine amine, 3911 kBq/mg) and ¹⁴C-IN-A4098 (triazine amine, 495 kBq/mg), and chlorsulfuron (216 kBq/mg) were included. The ¹⁴C-tribenuron methyl, ¹⁴C-IN-L5296 (*N*-methyl triazine amine) and ¹⁴C-IN-A4098 (triazine amine) were applied to a 0.5-1 mm layer of sieved soil (250-420 °m; soils and properties shown in (Table 3) adhering to a glass plate (40-100 kBq per compound per plate). The plates were developed in water and then exposed to x-ray film to determine the location of the spot. The R_f was calculated by dividing the average distance the spot had migrated by the distance the solvent front had migrated.

Laboratory Soil Metabolism Studies

The herbicide tribenuron methyl was applied to silt loam soil from Gross-Umstadt, Hessen, Germany (pH 7.6, 1.4% OC, CEC 10.3 meq 100g⁻¹, 8.8% sand, 74.4% silt and 16.8% clay). [*Triazine-2-*¹⁴C]tribenuron methyl (1.59 kBq/mg) and [*phenyl-U-*¹⁴C]tribenuron methyl (0.90 kBq/mg) were applied to an approximate concentration of 0.08 and 0.10 mg as kg⁻¹ soil, respectively. This study was conducted in a flow-through test system incubated under negative pressure and maintained in the dark at 20 ± 2°C. The moisture content was maintained at 42% of 0 bar. Samples were removed following 0.1, 2, 3, 7, 10, 14, 22, 30, 59, 90, 120, 180, and 270 days of incubation, extracted and analyzed for intact parent and metabolites. Ethylene glycol and 1 M KOH solutions were used to trap volatilized radioactivity which were quantified by LSC. Soils were extracted (up to 3 times) with a 3:1 mixture of acetone:0.1 M ammonium carbonate by shaking for 1 hour, centrifuging for 15 minutes at 3000 rpm, and decanting into a 200 ml graduated cylinder. The extracts were pooled and concentrated. The radioactivity in the concentrated extracts was analyzed by LSC and analyzed by

HPLC with fraction collection and LSC. Unlabeled reference standards of tribenuron methyl metabolites were also analyzed by HPLC on the same day as analysis of each sample.

Field Dissipation Study

The bare surface of two replicate field plots (0.9 ? 3.1 m) located in a field (pH of 5.8, CEC of 8.5 meq 100 g⁻¹, 1.0% OC, 42% sand, 41.2% silt and 16.8% clay, loam texture in the 0-5 cm layer) at the Research Centre Flakkebjerg were treated 27 May 1999 with [*triazine-2-*¹⁴C]tribenuron methyl (2.15 kBq/mg; 618.1 kBq total) and formulation ingredients to simulate a field application of 40 g pr/ha (30 g as/ha) of Express[®] 75 DF herbicide. Each plot was divided into 10 ? 10 cm subplots for sampling. The distribution pattern of the applied radioactivity was determined by placing watch glasses in 15 randomly-chosen subplots in each replicate plot, washing the glasses several times with acetone to recover the radioactivity and counting by LSC. The plots were sampled 0, 1, 4, 7, 11, 14, 29, 62, 90, 125, 152, 182, 313, 364, 502 days after treatment. The soil samples were collected by taking triplicate 5-cm diameter cores from 0-30 cm and splitting each core into three subsamples corresponding to 0-5, 5-15 and 15-30 cm depths. A 2.5-cm diameter core was taken from 30-75 cm and split into 30-45, 45-60 and 60-75 cm samples. Soil samples were homogenized, aliquots were combusted using an Packard Oxidizer and the ¹⁴CO₂ was trapped and counted by LSC to determine the total radioactivity. The soils were extracted three times with 4:1 acetone:0.1 aqueous ammonium carbonate (a fourth extraction was performed if the third extract contained 5% or greater of applied radioactivity), combined and concentrated. The soil concentrate was counted by LSC and analyzed by HPLC using fraction collection and LSC to quantify components. Only the data from preliminary results for selected samplings are presented. Combustion and HPLC results were corrected for the distribution pattern at application as determined statistically using a spline interpolation.

Results and discussion

Hydrolysis and Photolysis Studies

The remarkable effect of pH on aqueous hydrolysis is shown in Figure 2. At pH 5 the first-order half-life (or DT₅₀, time required to reach 50% of initial concentration) was calculated to be < 1 day and at pH 7 this increased to 13.1 days (Table 1). At pH 9 tribenuron was essentially stable to hydrolysis, with an estimated rate approximately 20 times slower than at pH 7. At pH 7 the hydrolysis curve for tribenuron methyl followed a pseudo-first-order decline pattern. This general behavior is consistent with other sulfonylureas, which show increased hydrolysis with decreased solution pH, however, the speed of hydrolysis demonstrated by tribenuron methyl is much more rapid than observed for other sulfonylureas (Beyer *et al.*, 1987; Brown, 1990). Although structurally related to metsulfuron methyl, the presence of the bridge methyl results in much greater susceptibility to bridge hydrolysis, and thus, faster degradation through this mechanism (Brown, 1990). The major products of bridge hydrolysis are **2**) sulfamoyl methylbenzoate and **3**) *N*-methyl triazine amine, along

with the loss of CO₂ (Figure 1). The major bridge hydrolysis product **2**) appears to cyclize to **5**) saccharin. Formation of **4**) sulfamoylbenzoic acid (from the hydrolysis of **2** or **5**) is also observed to a small extent.. This is demonstrated in Figure 3, where the rate of disappearance of **2**) appears to closely follow the rate of formation of **5**) at pH 5 (also at pH 7 from day 13 on). Only small amounts of **4**) (2% or less) were found at pH 5 (data not shown). Saccharin appeared to be stable to hydrolysis. The other major bridge hydrolysis product **3**) appears to be stable to hydrolysis; however, **7**) O-demethyl N-methyl triazine amine was found at levels up to 5.5% at day 33 in the pH 5 buffer solution (data not shown); it may have formed through hydrolysis of the methoxy group. No ring-opened products were found as in the case of structurally similar chlorsulfuron (Strek, 1998) or metsulfuron methyl (Li *et al.*, 1999), possibly because bridge hydrolysis occurs so rapidly that it precludes other potential dissipation routes which would involve ring cleavage. Metsulfuron methyl has not been found as a soil metabolite of tribenuron methyl.

Photolysis studies in aqueous solution buffered at pH 9 and in a Gardena silt loam soil (Table 2) demonstrated little influence of light on tribenuron methyl degradation. Although small increases in dissipation in solution or in soil were observed upon exposure to sunlight, these increases resulted in only small calculated rates of photolysis. Statistical analyses demonstrated that the differences between irradiated and non-irradiated degradation were non-significant at the 5% level of confidence (analyses not shown).

Laboratory Soil Mobility Studies

Soil pH also strongly affected mobility of tribenuron methyl in soil-thin-layer chromatography (Soil-TLC) experiments. R_f values ranged from 0.16 to 0.95 (Table 3), spanning mobility classifications of low (R_f 0.10-0.33) to very mobile (R_f 0.90-1.00) according to Helling's classification system (Helling, 1971). The correlation of R_f values with soil properties was strongest with pH (R² = 0.866) and much lower with OM (R² = -0.481). Tribenuron methyl appeared to be much less mobile than chlorsulfuron at low pH and slightly less mobile at high pH. Metabolite **3**) demonstrated much less soil mobility than tribenuron methyl. Metabolite **6**) also demonstrated less soil mobility than tribenuron methyl, but it appeared to be more mobile than metabolite **3**).

Laboratory Soil Metabolism Studies

In a laboratory metabolism study using a German soil (pH 7.6, 1.4% OC) maintained at 20°C in the dark, the tribenuron methyl degraded rapidly (Figure 4) with an average DT₅₀ of 21 days. Mineralization of the phenyl-labeled compound reached nearly 60% at day 120. The major metabolite found was **5**) saccharin, which reached a maximum of 14% of applied radioactivity at day 14 and then declined to below 10% by day 30. The nonextractable residue reached a maximum of 35% at day 60 and then declined slowly over the remainder of the experiment. Mineralization of the triazine-labeled compound was less complete, reaching approximately 8% by day 120. The major metabolite found for this radiolabeled compound was found to be **3**) N-methyl triazine amine, accounting for nearly 50% of the applied radioactivity by day 60 and declining slightly by the end of

the study. The other major metabolite found at >10% was **6) triazine amine**. It increased steadily throughout the experiment and reached 10% of applied radioactivity by day 120. No other metabolite was found at levels above 5%. The level of nonextractable radioactivity reached nearly 20% by day 120.

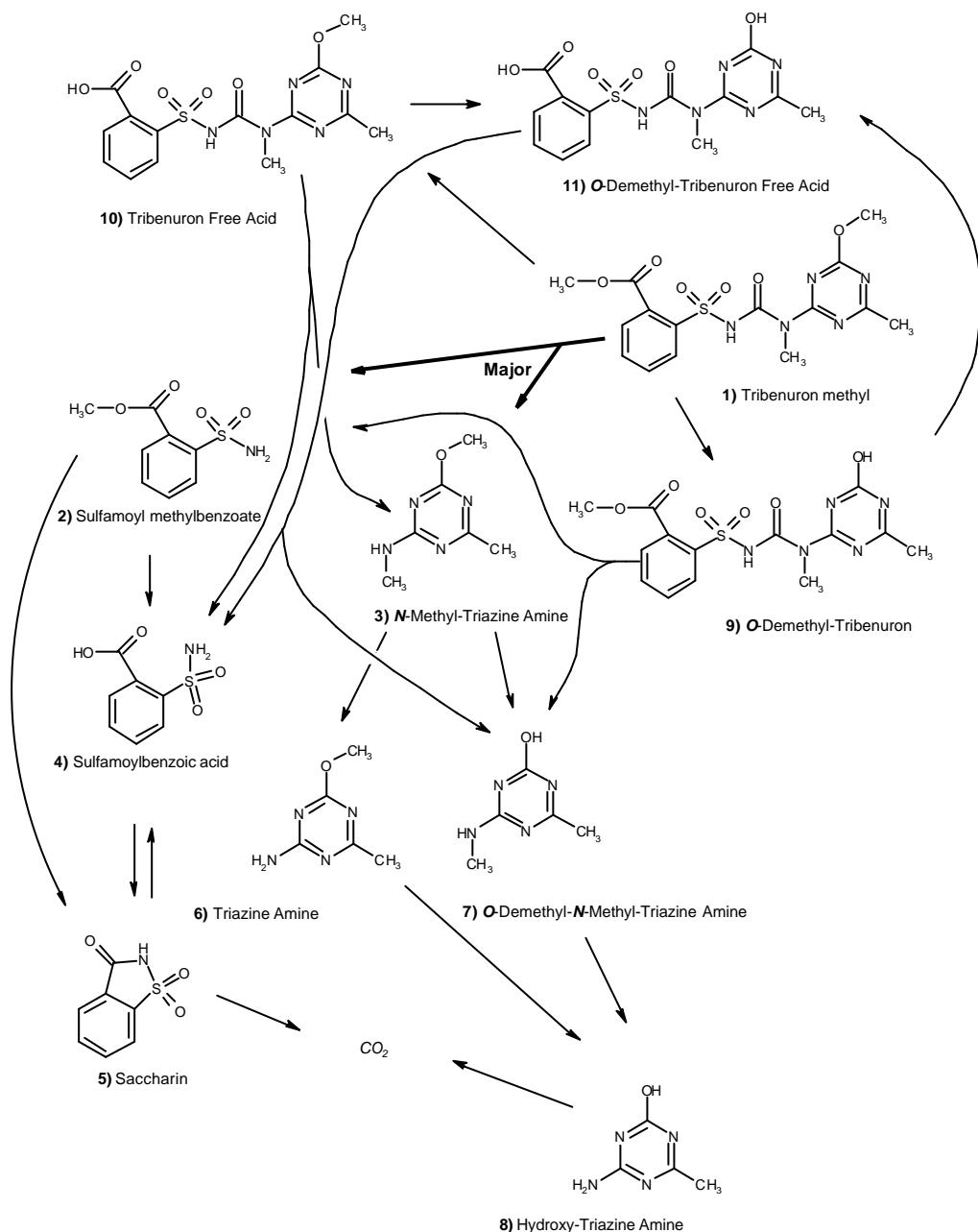


Figure 1. Structures of degradation products of tribenuron methyl and proposed degradation pathways in aqueous solution, soils and sediments. (Split arrows indicate sulfonamide bridge cleavage). Kemisk struktur af tribenuron methyls nedbrydningsprodukter og forslag til nedbrydningsvej i vandig opløsning, jord og sedimenter.

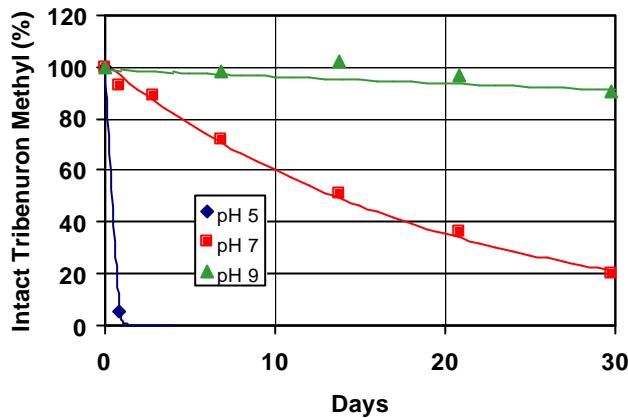


Figure 2. Aqueous hydrolysis of tribenuron methyl at various pH. Solid lines represent the first-order fit. Vandig hydrolysering af tribenuron methyl ved forskellige pH-værdier. Linierne angiver første-ordens fit.

Table 1. Pseudo First-Order Rate Constants and DT₅₀ Values for Tribenuron Methyl in Aqueous Solution. Pseudo første-ordens konstanter og DT₅₀-værdier for tribenuron methyl i vandig opløsning.

pH	k ^a	DT ₅₀	DT ₉₀	R ²
	Days ⁻¹	days	days	
5 ^b	3.7194	0.2	0.6	1.0000
7	0.0527	13.1	43.7	0.9965
9 ^c	0.0028	stable	stable	-

^a Calculated using unweighted iterated fit of equation: % intact tribenuron methyl = Ae^{-kt} with minimal error sums of squares.

^b Due to speed of degradation, the values should be considered estimates because only the beginning and endpoint (2 time points) were measured.

^c Due to the slowness of degradation (>88% remaining at 30 days), the hydrolysis rate should be considered as an estimated value.

Field Dissipation Studies

Tribenuron methyl also demonstrated rapid degradation in a field study conducted in Flakkebjerg, Sjælland, Denmark when applied to a bare field plot at 30 g as/ha. Preliminary results demonstrate that the loss of total radioactivity reached slightly over 60% at the day 182 sampling (Figure 5a). Distribution of total radioactivity in the soil showed that the majority of the radioactivity remained in the top 5 cm, a minor amount of radioactivity was found in the 5-15 cm (? 4% of AR) and 15-30

cm (> LOQ) layers and no detectable radioactivity was found below 30 cm for the sampling points. HPLC analysis of the soil extracts (Figure 5b) showed that 3) N-methyl triazine amine was the only major metabolite. No other metabolite was found at > 5% of applied radioactivity.

The results show that tribenuron methyl demonstrates little potential to leach in field experiments, likely due to its rapid rate of degradation, despite the apparent degree of mobility predicted by laboratory experiments.

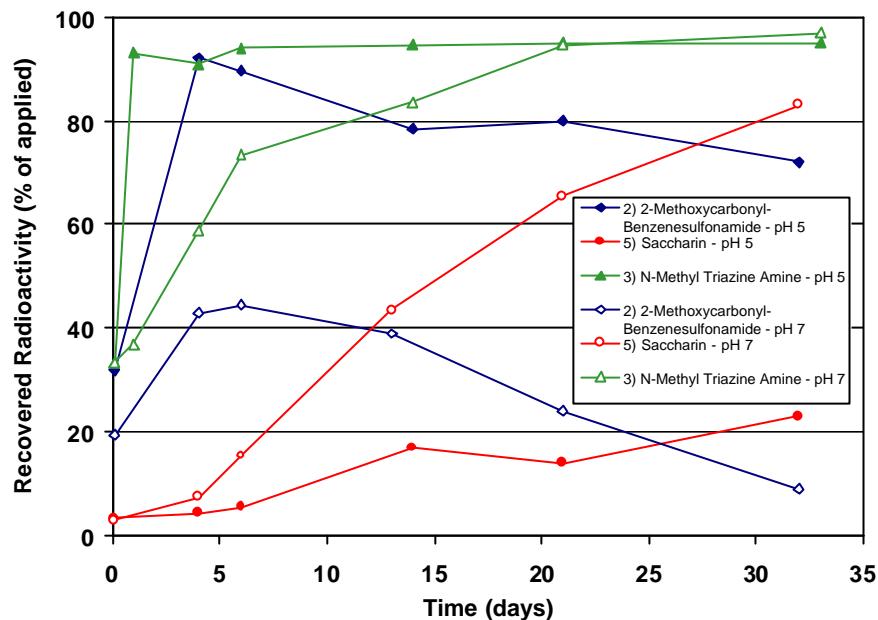


Figure 3. Formation and decline of hydrolysis products from tribenuron methyl in buffered aqueous solutions at 25°C. Decline curve for tribenuron methyl can be found in Figure 2
Dannelse og fjernelse af hydrolyseringsprodukter fra tribenuron methyl ved pH 5 og 7 (25°C). Nedbrydningskurve for tribenuron methyl fremgår af figur 2.

Table 2. Effect of light on hydrolysis of tribenuron methyl in solution and a Gardena silt loam soil (pH_{water} 7.5, 5.4% OM). Effekten af lys på hydrolyseringen af tribenuron methyl i opløsning og i Gardena jord (pH_{vand} 7,5, 5,4% organisk stof).

Medium	Rate			Half-Life		
	Irradiated	Dark	Photolysis ^a	Irradiated	Dark	Photolysis ^a
	----- h^{-1} -----			-----days-----		
pH 9 Buffered Solution	0.0041	0.0028	0.0012	>>30	>>30	>>30
Soil	0.2409	0.1180	0.0063	2.9	5.9	>>33

^a Corrected for non-photolytic degradation. See Table 1 for details of calculation.

Table 3. Mobility of tribenuron methyl, 3) N-methyl triazine amine and 6) triazine amine vs. standards in a soil TLC experiment. Mobilitet af tribenuron methyl, 3) N-methyl triazin amin og 6) triazin amin overfor en standard (chlorsulfuron) i jord - TLC forsøg.

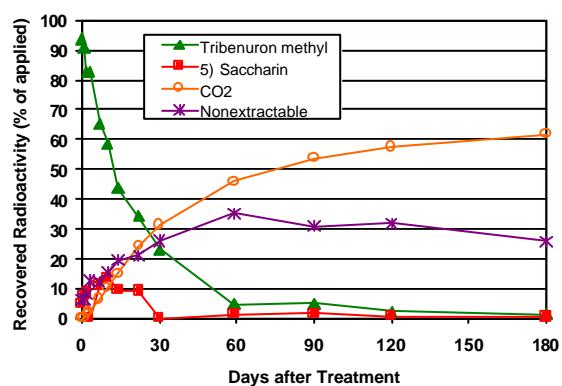
	Soil								
	Keyport ^a	Flanagan ^a	Norfolk ^b	Hanford ^b	Cecil ^a	Woodstown ^a	Flanagan ^b	Fargo ^b	
Texture	Silt Loam	Silt Loam	Loamy Sand	Sandy Loam	Sandy Loam	Sandy Loam	Silty Clay Loam	Clay Loam	
pH	5.2	5.4	5.8	6.5	6.5	6.6	7.3	7.5	
Organic Carbon (%)	4.4	2.5	0.8	0.3	1.2	0.6	3.1	2.6	
Sand (%)	12	2	79	66	61	60	15	11	
Silt (%)	83	81	9	23	21	33	37	39	
Clay (%)	5	17	12	11	18	7	48	50	
Compound	R_f Value								
1) Tribenuron methyl	0.16	0.28	0.79	0.76	0.61	0.83	0.95	0.91	
3) N-Methyl Triazine Amine	- ^c	- ^c	0.15	0.05	- ^c	- ^c	0.17	0.12	
6) Triazine Amine	0.23	0.04	0.44	0.18	0.30	0.58	0.39	0.34	
Chlorsulfuron	0.52	0.59	- ^c	- ^c	0.65	0.90	- ^c	- ^c	

^a Study AMR 399-85.

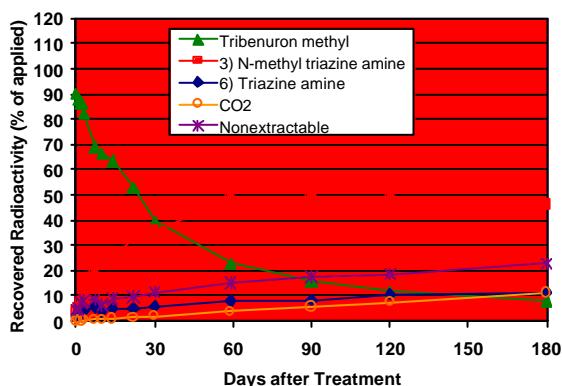
^b Study AMR 1571-89.

^c Not measured.

^d Measurement not made over both studies.



[Phenyl-(U)-¹⁴C]Tribenuron methyl



[Triazine-2-¹⁴C]Tribenuron methyl

Figure 4. Metabolism of tribenuron methyl in a German soil in a laboratory study at 20°C.
Metabolisering af tribenuron methyl i jord fra Tyskland i laboratorieforsøg ved 20°C.

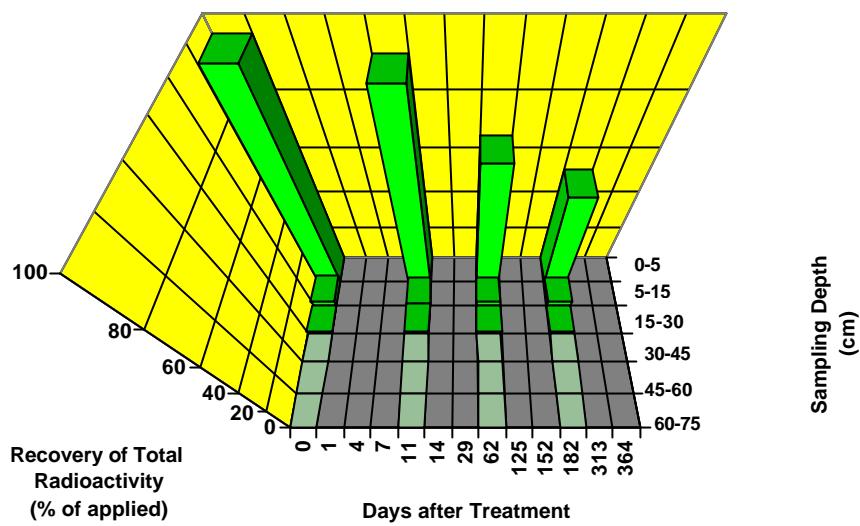


Figure 5a. Corrected total applied radioactivity profile in selected soil samples. Procent af tilsat aktivitet genfundet i jordprofilen ved dag 0, 11, 62 og 182. Korrigert for fordeling af sprøjtevæske på plottet.

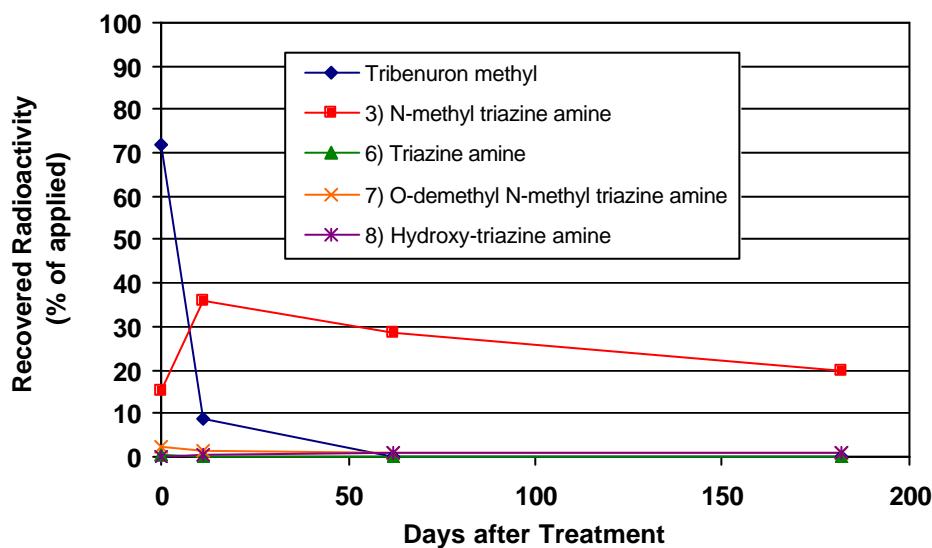


Figure 5b. Distribution of extracted radioactivity in the 0-5 cm layer corrected for application. Fordelingen af ekstraheret radioaktivitet i 0-5 cm jordlag efter HPLC korrigert for fordeling af sprøjtevæske på plottet.

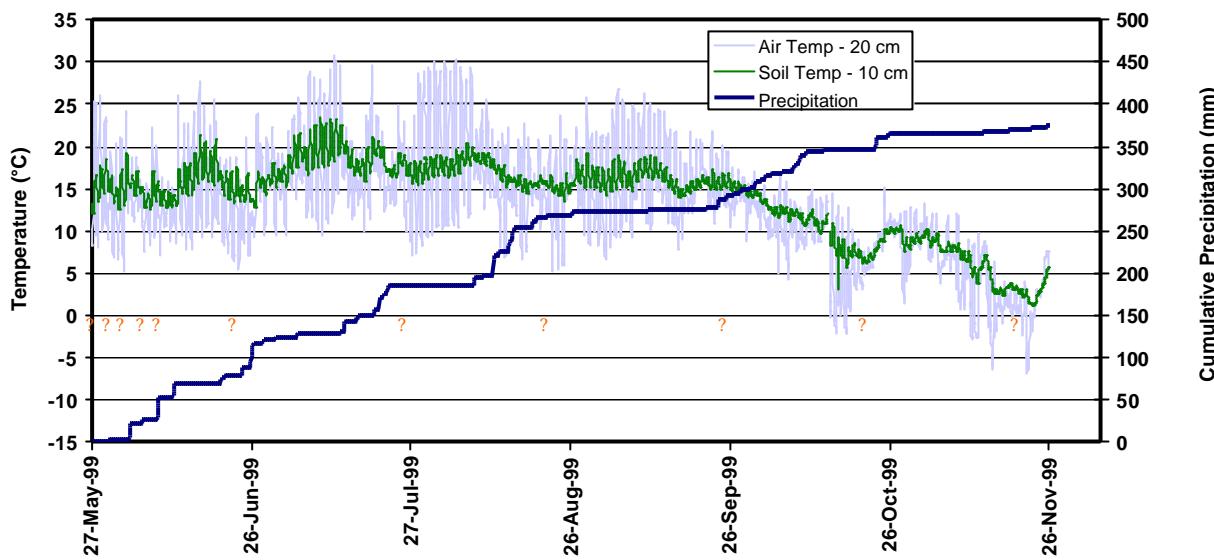


Figure 5c. Weather (arrows refer to sampling dates). Vejrdata (Pilene viser prøveudtagning).

Figure 5. Distribution and composition of radioactivity under outdoor conditions for ^{14}C -tribenuron methyl applied at 30 g ai ha $^{-1}$ to a field plot in Flakkebjerg, Sjælland, Denmark (preliminary results). Fordeling og sammensætning af radioaktiviteten i markforsøg med ^{14}C -mærket tribenuron methyl (30 g/ha) tilført til markplot ved Flakkebjerg, Sjælland (foreløbige resultater).

Sammendrag

Tribenuron methyl hydrolyseres meget hurtigt under sure forhold, hvilket bestemmer stoffets skæbne i miljøet. Direkte eller indirekte fotokemisk nedbrydning ventes ikke at bidrage signifikant til stoffets forsvinden. Mineralisering af tribenuron methyl phenyl-mærket til CO $_2$ forløb hurtigt i laboratoriedbrydningsforsøg i jord, hvor ca. 60% blev udskilt efter 120 dage. Sorptionen af tribenuron methyl anses for at være lav ifølge laboratorieforsøg. Trods dette forventes stoffet ikke at blive udvasket på grund af dets hurtige nedbrydning. Den vigtigste jord-metabolit er N-methyl triazin amin, som udgør op til 60% af den tilførte radioaktivitet i laboratorie og europæiske markforsøg (triazin-mærket forbindelse). Metabolitten havde væsentlig stærkere binding til jord end tribenuron methyl i laboratorieforsøg, og på grund af denne binding forventes den ikke at blive udvasket i væsentligt omfang. De øvrige vigtige jordmetabolitter saccharin og triazin amin er fundet i lavere mængder (maximum på 10-14%) i laboratorie og europæiske markforsøg, og reduceres hurtigt til under 10%. Foreløbige resultater fra markforsøg i Danmark viser den relativt hurtige nedbrydning af tribenuron methyl (under påvisningsgrænsen efter 62 dage) og dens vigtigste metabolit N-methyl triazin amin, som faldt fra et maximum på ca. 35% ved dag 11 til ca. 20% ved dag 182. Der er ikke påvist udvaskning af betydning til under 30 cm af hverken tribenuron eller nogen af dets metabolitter.

Literature

- Anon. 1992. Technical Bulletin: Sulfonylurea cereal herbicides., DuPont, 42 pp.
- Berger BM & Wolfe NL. 1996. Hydrolysis and biodegradation of sulfonylurea herbicides in aqueous buffers and anaerobic water-sediment systems: Assessing fate pathways using molecular descriptors. *Environ. Toxicol. Chem.* 15:1500-1507.
- Berger BM, Janowitz K, Menne HJ & Hoppe HH. 1998. Comparative study on microbial and chemical transformation of eleven sulfonylurea herbicides in soil. *Z. PflanzKr. PflSch.*, 105:611- 623.
- Beyer EM, Duffy MJ, Hay JV & Schlueter DD. 1987a. Chapter 3. *Sulfonylureas in Herbicides – Chemistry, Degradation and Mode of Action*, ed. P. C. Kearney and D. D. Kaufman, Marcel Dekker, Inc. New York and Basel, Volume 3, 117-189.
- Beyer EM, Brown HM & Duffy MJ. 1987b. Sulfonylurea herbicide soil relations. *Proc. Brighton Crop. Prot. Conf. ? Weeds*, 531-540.
- Brown HM. 1990. Mode of action, crop selectivity and soil relations of the sulfonylurea herbicides. *Pestic. Sci.*, 29:263-281.
- Brown HM, Bellin CA & Pedersen CT. 1998. Short residual sulfonylurea herbicides: novel biotic and abiotic degradation mechanisms in water and soil. *Royal Soc. Chem. and The IUPAC 9th Int. Congress, Pesticide Chem. - The Food-Environmental Challenge, Book of Abstr.*, 2: 6A-036.
- Brown HM, Lichtner FT, Hutchison JM & Saladini JA. 1995. The impact of sulfonylurea herbicides in cereal crops. *Proc. Brighton Crop. Prot. Conf. ? Weeds*, 1143-52.
- Ferguson DT, Schehl SE, Hageman LH, Lepone GE & Carraro GA. 1985 DPX-L5300 - a new cereal herbicide. *Proc. Brighton Crop. Prot. Conf. ? Weeds*, 43-48.
- Helling CS. 1971. Pesticide mobility in soils II. Applications of soil thin layer chromatography. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 35:737-743.
- Li Y, Zimmerman WT, Gorman MK, Reiser RW, Fogiel AJ & Haney PE. 1999. Aerobic soil metabolism of metsulfuron-methyl. *Pestic. Sci.*, 55: 434-445.
- Nilsson H. 1991. Herbicide persistence and mobility in arable land. Investigations during 1988-1989. *Swed. Crop Prot. Conf. Weeds*, 311-322.
- Rahman A & James TK. 1989. Comparative mobility of nine sulfonylurea herbicides in soil columns. *Proc., 12th Asian-Pacific Weed Sci. Soc. Conf.*, (1989) 213-217.
- Riise G. 1994. Association of tribenuron-methyl with colloidal and particulate materials. *Sci. Total Environ.* 152:91-99.
- Riise G, Eklo OM, Pettersen MN & Salbu B. 1994a. Association of MCPA, dichlorprop, tribenuron-methyl, atrazine and dimethoate with different soil types: Laboratory experiments., *Norwegian J. Agric. Sci. Suppl.*, no.13, 17-29.
- Riise G, Eklo OM, Lode O & Pettersen MN. 1994b. Mobility of atrazine and tribenuron-methyl in the soil-water system: Lysimeter experiments. *Norwegian J. Agric. Sci. Suppl.* 13, 31-41.

- Russell MH, Carski TH & McKelvey RA.* 1995. Risk evaluation of the leaching potential of sulfonylurea herbicides. *Proc. Brighton Crop. Prot. Conf. ? Weeds*, 701-706.
- Strek HJ.* 1998. Fate of chlorsulfuron in the environment. 1. Laboratory evaluations. *Pestic. Sci.*, 53, 29-51.
- West TM.* 1989. Activity, pre-emergence selectivity and persistence of some recently developed herbicides: BAS 51800H, DPX-L5300, triasulfuron, DPX-A7881 and fluroxypyr. *Technical Report - Institute of Arable Crops Research*, Long Ashton, 58 pp.

Etisk vurdering af genetisk modificerede afgrøder

Ethical assessment of genetically modified crops

Peter Sandøe og Kathrine Hauge Madsen

Den Kongelige Veterinær- og Landbohøjskole

Center for Bioetik og Risikovurdering

Grønnegårdsvej 8

DK-1870 Frederiksberg C

Jesper Lassen

Aalborg Universitet

Fibigerstraede 13

DK-9220 Aalborg

Summary

Use of genetic engineering in food production has been negatively received by large parts of the population. Apparently, the scientific risk assessment prescribed by the regulation, does not adequately address the concerns raised by large parts of the public. Danish focus group interviews show, that three main categories of concerns prevail: a rejection on moral grounds, a rejection due to lack of benefits and thirdly, a category that balances beneficial uses of this technology with useless applications. Because the present legislation does not include these concerns, many people see a ban on the use of genetic engineering of plants for food production as the only logical option. To allow future developments in this area future regulation must focus on ethical aspects such as benefits to the community, uncertainty associated with the risk assessment process, democratic control and freedom to choose products produced by genetic engineering.

Indledning

Befolkningen bryder sig ikke om genetisk modificerede afgrøder og andre anvendelser af bioteknologi i forbindelse med fødevareproduktion. Indtil for nylig har man ment, at den manglende accept hos befolkningen bunder i manglende viden, og at man gennem øget information kan skabe større velvilje. I lyset af nyere sociologisk forskning viser denne opfattelse sig at være forkert og naiv. Den er forkert, idet det viser sig, at antallet af skeptikere vokser i takt med, at det generelle videnniveau øges. Opfattelsen er naiv, fordi det overses, at accept ikke kun er en funktion af viden, men at værdier også spiller en afgørende rolle.

I denne artikel vil der blive sat fokus på de etiske hensyn og andre værdier, som er med til at bestemme, om forskellige anvendelser af genteknologi kan anses for at være acceptable

eller ej. Endvidere vil der blive set på, om de lovgivningsmæssige rammer for brugen af genteknologi tager højde for befolkningens bekymringer.

Hvilke etiske krav stiller borgerne?

Anvendelsen af genteknologi i landbruget og andre dele af fødevareproduktionen giver anledning til etiske bekymringer og modstand hos store dele af befolkningen. Dette er dokumenteret i en stor europæisk spørgeundersøgelse, Eurobarometer, som er gennemført i fire omgange: 1991, 1993, 1996 og 1999 (Durant *et al.*, 1998; Gaskell *et al.*, 1997; Gaskell *et al.*, 2000).

Eurobarometerundersøgelsen fra 1996 demonstrerer en udbredt skepsis over for genteknologien i Danmark. 37% af danskerne mente således, at teknologien vil bidrage til at forbedre vores liv, mens 42% mente, at den vil medføre forværringer.

Et af spørgsmålene i Eurobarometerundersøgelsen i 1996 drejede sig om anvendelsen af moderne bioteknologi inden for fødevareproduktionen, eksemplificeret ved en forøgelse af proteinindhold, forlængelse af holdbarheden eller forandring af smagen. De 1000 deltagere i hvert EU-land blev bedt om at tage stilling til, om en sådan anvendelse er risikabel, nyttig, moralsk acceptabel og om den bør fremmes. Resultaterne fra den danske del af undersøgelsen viser, at kun 30% af danskerne er enige eller delvis enige i, at sådanne anvendelser af bioteknologi inden for fødevareområdet bør fremmes – dette på trods af at 49% af de adspurgt er enige eller delvis enige i, at denne anvendelse er nyttig. Et resultat, der stemmer godt overens med Gallupundersøgelser fra 1996 og 1997, hvor henholdsvis 68% og 62% af de adspurgt mener, at det skal være ulovligt at markedsføre gensplejsede fødevarer i Danmark (Gallupinstituttet for Berlingske Tidende, 1997). Den nyeste Eurobarometerundersøgelse viser en tilsvarende kritisk holdning overfor genetisk manipulerede fødevarer, tilsvarende mente 64% af de adspurgt i en nyere dansk undersøgelse, at man skal se tiden an eller slet ikke acceptere anvendelsen af genteknologi indenfor fødevareområdet (Thulstrup, 2000).

Eurobarometerundersøgelsen fra 1996 antyder, at befolkningen ikke umiddelbart slutter fra en vurdering af anvendelsens nytte til en overordnet stillingstagen – udtrykt ved et ønske om at fremme teknologien. Statistiske analyser viser endvidere, at det hverken er risikoen eller nytten, der er den væsentligste komponent for bestemmelsen af holdningen til fødevaregenteknologien, men derimod vurdering af om anvendelsen er moralsk acceptabel (Jelsøe *et al.*, 1998).

Eurobarometerundersøgelserne viser også, at der i store dele af befolkningen er meget ringe viden om bioteknologien og dennes forudsætninger. For eksempel mener ca. en fjerdedel af de spurgt danskere, at almindelige tomater, i modsætning til gensplejsede tomater, ikke indeholder gener. Det er imidlertid ikke sådan, som det ofte påstås, at antallet af skeptikere falder med voksende viden. Tvaertimod viser undersøgelsen, at der et langt stykke hen ad vejen bliver flere skeptikere, jo højere det generelle videnniveau er. Tilsvarende stiger andelen af personer med positiv indstilling. Større viden giver altså mulighed for at tage stilling, og dermed vokser såvel andelen af de positive som andelen af de skeptiske. Det forhold, at der i Danmark er større skepsis over for anvendelsen af genteknologi i landbruget end i Europa som helhed, er således bl.a. en

konsekvens af, at Danmark er et af de lande i Europa, hvor befolkningen har den største viden om bioteknologi.

Den skeptiske holdning over for brugen af genteknologien inden for fødevareområdet, er som nævnt ikke blot tegn på en generel modstand mod brug af genteknologi og anden bioteknologi. Således dokumenterer undersøgelsene en meget positiv holdning over for anvendelsen af genetiske tests til at diagnosticere arvelige sygdomme hos mennesker og over for produktion af medicin ved hjælp af genetisk modificerede mikroorganismér.

Som opfølgning på de store kvantitative undersøgelser af befolkningens holdninger til genteknologi foretages der derfor rundt omkring i Europa opfølgende studier, hvor man forsøger at få en dybere forståelse af befolkningens holdninger. Bl.a. foretages der i regi af Center for Bioetik og Risikovurdering såkaldte fokus-gruppe interviews med grupper af lægfolk¹.

En første gennemgang af interviewmaterialet viser - i overensstemmelse med resultaterne fra Eurobarometerundersøgelsene - at anvendelsen af genteknologi inden for fødevareområdet vurderes som mindst acceptabel sammenlignet med andre, typisk medicinske anvendelser. Følgende udsagn fra en mandlig deltager, er således karakteristisk:

"Nutid. Fremitid. Ønsker vi det? Jeg kan ikke se at vi har behov for det i hvert fald ikke indenfor fødevarer. Det er kun medicinalverdenen jeg kan forestille mig det inden for, at der er et reelt behov et eller andet sted."

Går man i dybden med argumenterne imod fødevaregenteknologien, viser de sig naturligvis at være baseret på en række forskellige overvejelser, som ofte er relativt nuancerede. Holdningsmæssig placerer de interviewede sig inden for et kontinuum fra den kategoriske afvisning til den noget skeptiske delvise accept. Ingen af deltagerne i interviewene stod for den betingelsesløse accept. Inden for dette spektrum lader der sig udskille tre hovedtyper af holdninger, som dog ikke altid er skarpt adskilte:

For det *første* er der de, som principielt afviser fødevaregenteknologien. Sådan principiel afvisning sker ofte udfra en henvisning til større ordnende principper som Gud, Naturen eller Naturens Orden. Det gennemgående træk er, at afvisningen grunder i noget, der er større end mennesket, og ligger uden for vor rækkevidde. En kvindelig deltager udtrykker det på følgende måde i forbindelse med spørgsmålet, om hvor vidt der er en grænse mellem rigtigt og forkert i forhold til fødevaregenteknologi:

"Jeg synes ikke, at der er sådan en grænse – jeg synes det er sygt. Det er meget unaturligt. Altså, jeg synes overhovedet ikke, at der er noget som helst af det her jeg kunne acceptere, hvis det var mig der blev spurgt: "Vil det være i orden?""

Ved siden af denne mere fundamentale afvisning, findes den *anden* grundholdning, som går på, at bioteknologi i forhold til fødevarer er unødvendig og ikke tjener noget lødigt formål. Deltagere, der argumenterer på denne måde, finder som hovedregel, at de anvendelser af fødevaregenteknologi de har hørt om eller er blevet præsenteret for i forbindelse med interviewet, hverken er til fordel for samfundet eller forbrugerne. Typisk ses genteknologien som et symptom på et problem snarere end som en mulig løsning på problemet, som her i en ordveksling mellem en kvindelig og en mandlig deltager:

"Manden:... ændre på generne i sukkerroen, så de bliver modstandsdygtige overfor ukrudtsmidlet Roundup, det, synes jeg, er fuldkommen vanvittigt. Altså. Der burde aldrig have været Roundup i første omgang. Så det er der hvor vi gør vores første fejl, med at begynde at overplaske planter, som vi oven i købet skal spise noget fra, og så derefter i jorden med dem."

"Kvinden: Men det er jo lidt det, det hele tiden handler om, at lappe på noget dumt vi har gjort før i tiden – altså hvad vi nu kan finde på for at gøre det smartere..."

Inden for denne type argumentation henvises ofte til, at motivet bag fødevaregenteknologien er et ønske om øget indtjening i fødevaresektoren, hvad der altså ikke anses for at være en tilstrækkelig begrundelse for at acceptere teknologien. Det er endvidere kendtegnende, at der også argumenteres med, at der er risiko for en glidebaneeffekt: Hvis vi først giver los, kan det i praksis være umuligt at trække en grænse mellem, hvilke anvendelser der skal tillades og hvilke ikke.

Den *tredje* holdning indeholder også en vis kritik af genteknologien, selv om den ikke som de to foregående afviser teknologien helt. Personer, i denne tredje kategori, balancerer mellem nytte og formålstjenlige anvendelser på den ene side, og unyttige anvendelser på den anden side. Det er her karakteristisk, at hvis man kan finde et godt argument for en given anvendelse, så kan den også accepteres. Selv om grænsen mellem det acceptable og det ikke acceptable trækkes mange steder, er anvendelser, der er til fordel for den tredje verden typisk acceptable. Disse anvendelser modstilles ofte med, hvad der af en deltager betegnes som "*den vestlige verdens luksusproblemstillinger*". Følgende argumentation, fra en mandlig deltager i forbindelse med diskussionen af bl.a. udviklingen af tørkeresistente kornsorter og risplanter med øget A-vitaminindhold, er således karakteristisk:

"... for eksempel hvis man tager den der plante der fra ørkenområdet og risplanten, det er egentlig meget godt. Fordi så kan dem nede i Afrika måske begynde at forsyne sig selv. Så den synes jeg ikke er så dum alligevel. Og det samme med risplanterne, ude i Østen, i Mellemøsten, og sådan noget, der er ikke alle sammen der lige får lige vitaminer nok der. Og så er der anvendelser, der er fuldstændigt unødvendige. Ikke?

¹ Der er i perioden februar til april 2000 gennemført i alt 7 fokusgruppeinterviews med hver 4-6 deltagere i

Det er grisen der producerer en lavere fedtprocent og tomaten og koens gen for produktion af væksthormoner. Altså, hvis man vil have en gris med en lavere fedtprocent, ja så må man fodre den anderledes. Behandle den anderledes. Det kan man godt gøre på en naturlig måde og det sammen med tomaten: De gensplejser tomaten på grund af at vi skal have en frisk tomat omme fra den anden side af verden i stedet for at man måske bare nøjes med at spise tomater, når de er friske herhjemme.”

Foreløbig synes der at være god sammenhæng mellem resultaterne fra de kvalitative interviews og det indtryk, som Eurobarometerundersøgelsen giver af befolkningens holdninger: “*For det første er nytte en forudsætning for støtte, for det andet er mennesker parate til at acceptere en vis risiko, så længe der ses en nytte, og der ikke er nogen moralske bekymringer; men for det tredje og vigtigst, så fungerer moralske tvivl som et veto, ligegyldigt hvad de pågældende mennesker ellers mener om nytte og risiko*” (Gaskell, 1997).

En yderligere betragtning, som også synes at spille en stor rolle for menneskers stillingtagen til anvendelse af genteknologi i jordbruget – og dermed fødevarer - er graden af demokratisk kontrol og selvbestemmelse. Det vil sige, om der i det enkelte land er en bred debat, om de nationale myndigheder, regeringer og parlamenter har mulighed for at sige fra, og om de fødevarer og andre produkter, som fremstilles ved hjælp af genteknologi, bliver mærket, således at den enkelte forbruger har mulighed for at selv at bestemme, om hun vil købe de pågældende produkter.

Denne type krav til brugen af genteknologi har for nylig fået støtte fra officielt hold. Dette er først sket i oplæg fra den af Erhvervsministeriet nedsatte BioTIK-gruppe (BioTik-gruppen, 1999). BioTik rapporten blev efterfølgende udmøntet i en redegørelse fra regeringen (Erhvervsministeren, 2000), som ved den efterfølgende folketingsdebat (Folketinget, 2000) vandt bred tilslutning i salen.

Fortolkning af centrale begreber

På baggrund af de præsenterede sociologiske undersøgelser, vil der i det følgende blive givet et bud på en nærmere etisk/filosofisk fortolkning af de centrale begreber, ”nytte”, ”risiko”, ”demokratisk kontrol og selvbestemmelse” samt ”moralsk accept”, og begreberne vil blive underkastet en kritisk diskussion.

Nytte

Begrebet nytte kan defineres på flere måder. Ifølge én definition, som typisk anvendes inden for økonomiske analyser, er en teknologi nyttig, hvis den er konkurrencedygtig i en kommercial sammenhæng. Det er dog klart, at det er et andet begreb om nytte, som mange mennesker vil lægge til grund for vurderingen af fødevarebioteknologi. Ifølge denne definition kan bioteknologien kun siges at være nyttig, hvis den medfører, at vi på afgørende måde får det bedre; og vi får det ikke bedre, bare fordi produktiviteten i jordbruget øges. Således er det en udbredt opfattelse i relativt

velstående lande som Danmark, at fødevarer allerede er "for billige", og at der ikke er nogen egentlig velfærdsgevinst forbundet med en yderligere effektivisering af jordbruget. (Dog skal det tilføjes, at forbrugerne, når de står i supermarkedet, kun i begrænset omfang lader handling følge ord. Også i de velstående lande spiller prisen en afgørende rolle for forbrugerens valg og dermed salget af fødevarer.)

Samtidig er det også klart, at en sådan vurdering er meget afh  engig af ens placering i samfundet. For en landmand, som skal sælge sine produkter på et internationalt marked, kan indførelsen af en teknologi, som enten forbedrer konkurrenceevnen eller hindrer den i at falde, forekomme særdeles nyttig.

Hvis brugen af bioteknologi i jordbruget hos brede dele af befolkningen skal opfattes som nyttig, må det dog ske ved henvisning til, at teknologien kan l  se problemer, der opfattes som væsentlige. Det kunne f.eks. være problemer vedrørende fødevarernes sundhed og de miljømæssige konsekvenser af jordbrugsproduktionen. Tilhængerne af den nye teknologi vil så typisk mene, at teknologien har noget at bidrage med på disse punkter.

Hvad angår de miljømæssige konsekvenser, s   har det fra forskerhold ofte været fremført, at genetisk modificerede afgrøder, som er resistente over for ukrudtsmidler, udgør et miljømæssigt fremskridt. De relevante ukrudtsmidler anses nemlig for at være mindre miljøbelastende end de midler, som ellers ville være blevet anvendt i den pågældende planteproduktion. Argumentationen vil dog prelle af på de mange, som mener, at vejen frem er helt at holde op med at bruge sprøjtemidler. I den sammenhæng vil det være nemmere at argumentere for nytten af genetisk modificerede afgrøder, som g  r det muligt at undvære sprøjtemidler. Det kan f.eks. være afgrøder, hvor der er indsat gener, som tjener til at gøre planterne resistente over for bestemte insekter eller svampe, som man ellers normalt vil sprøjte imod.

Som det fremgår, er der ikke noget simpelt svar på, om bioteknologi i jordbrug kan anses for nyttig eller ej. I forhold til udbredte nytteforestillinger, er det ikke tilstrækkeligt, at teknologien er kommersIELT levedygtig. Det må også forlanges, at teknologien fremmer væsentlige formål s  somm at sikre menneskers sundhed, at mindske jordbrugets miljøbelastning eller at bidrage til l  sning af problemer i den 3. verden. Samtidig er det sjældent ukontroversielt at afgøre, hvad der skal til for at realisere de nævnte mål. Således må diskussionen om teknologiens nytte føres konkret fra sag til sag.

Risiko

Vurdering af risiko udgør et centralet element i forbindelse med godkendelsen af genetisk modificerede landbrugsafgrøder. Risikovurderingen skal tjene til at forudse eventuelle negative effekter på menneskers sundhed og på det omgivende miljø. Det kan f.eks. være risici afledt af, at planten eller dens gener spredes til det omgivende miljø, f.eks. til vilde beslægtede arter.

Selve risikovurderingen foregår ved hjælp af naturvidenskabelige metoder. Til grund for vurderingen ligger generel biologisk viden og ofte også konkrete forsøg med de relevante planter. Risikovurderingens værdi vil selvfølgelig være begrænset, i forhold til hvilke mulige negative effekter

man har valgt at fokusere på, og i forhold til omfanget og sikkerheden af den biologiske viden, som lægges til grund for vurderingen. Det er derfor nonsens at påstå, at en risikovurdering kan give en “absolut sikkerhed”.

Risikovurderinger, som de, der foretages i forbindelse med vurderingen af genetisk modificerede afgrøder og andre former for bioteknologi, skal tjene et dobbelt formål. Dels skal de udgøre en del af beslutningsgrundlaget i forbindelse med offentlige myndigheders godkendelsesprocedurer. Dels skal de bidrage til at sikre, at den almindelige befolkning ikke føler sig utryg ved den nye teknologi.

Med hensyn til det sidste punkt, at få befolkningen til at føle sig sikker, er der to forudsætninger, som må være opfyldt, for at en risikovurdering tjener sit formål. Dels skal vurderingen vedrøre det, befolkningen reelt er bekymret for. Dels skal befolkningen have tillid til de eksperter og myndigheder, som er ansvarlige for vurderingerne. På begge punkter halter det stærkt.

Når det drejer sig om at sikre relevansen af risikovurderinger i forhold til befolkningens bekymringer, gøres der ikke noget alvorligt forsøg på at relatere risikovurderinger til, hvad det er, befolkningen er bange for. Risikovurderinger foregår inden for et naturvidenskabeligt univers, hvor der er meget lidt kontakt med holdninger og forestillinger hos den store del af befolkningen, som har ingen eller ringe viden om moderne naturvidenskab. Samtidig er det dokumenteret i den ovenfor nævnte europæiske undersøgelse, at befolkningen har meget ringe tillid til offentlige myndigheder.

Én af de ting, som er vigtige i forbindelse med at gøre risikovurderinger mere relevante og troværdige, er, at der gøres ørligt og åbent rede for disse vurderingers begrænsninger. Det må siges klart, at vurderingerne foregår på grundlag af en række mere eller mindre velbegrundede antagelser, og at der selvfølgelig altid vil være en usikkerhed med hensyn til at forudsige, hvad der sker, når man slipper genetisk modificerede organismer løs i naturen. Det betyder, at risikovurderinger ikke skal overflødigøre en diskussion af, hvilke risici og usikkerheder vi er villige til at leve med, når det gælder om at udnytte den moderne genteknologi, f.eks. inden for jordbruget. Derimod skal risikovurderinger udgøre en vigtig del af det faglige grundlag for en sådan diskussion.

Sat lidt på spidsen kan man sige, at risikovurderinger i for høj grad har skullet tjene til at aflaste beslutningstagerne fra deres ansvar. Men risikovurderinger kan ikke stå alene. Nok så mange risikovurderinger kan ikke frigøre os fra at skulle tage stilling til, om vi synes, vi ved nok til, at vi kan leve med den resterende usikkerhed. Det er bl.a. derfor, demokratisk kontrol og selvbestemmelse er vigtige i forbindelse med stillingtagen til anvendelse af genteknologi i jordbruget

Demokratisk kontrol og selvbestemmelse

Det er ikke generelt sådan, at mennesker ønsker at blive inddraget i afvejninger vedrørende nytte og risiko i forbindelse med brugen af moderne teknologi. På en lang række områder har man overladt det til offentlige myndigheder i samarbejde med eksperter at foretage disse afvejninger på grundlag af bredt formulerede politiske målsætninger. Det gælder godkendelse af nye lægemidler, godkendelse af kemikalier og tilsætningsstoffer, regulering af flysikkerhed og andre former for trafiksikkerhed og meget, meget mere. Men fælles for disse områder er, at det er en politisk

beslutning at uddelegeres beslutningerne til en myndighed, og at denne beslutning kan gøres om, hvis der måtte være et politisk ønske om det.

Da brugen af genteknologi inden for fødevareområdet er noget, som bekymrer mange mennesker, kan der være god grund til netop her, at lade en bred offentlig debat gå forud for beslutninger om, hvilke krav der skal stilles til teknologiens anvendelse. Samtidig kan der være grund til at være tilbageholdende med at give tilladelser, således at befolkningen ikke føler udviklingen kører hen over hovedet på sig. Endelig kan det være rimeligt med meget vidtgående krav om mærkning af fødevarer, som er frembragt på grundlag af genteknologi, for at sikre at forbrugerne får en reel valgmulighed med hensyn til, om de vil købe disse produkter.

Når det alligevel i praksis langt fra er lykkedes at leve op de nævnte krav, skyldes det, at der er et væsentligt modsatrettet hensyn – nemlig at sikre fælles internationale regler for godkendelse af genetisk modificerede afgrøder og for mærkning af produkter, hvori disse indgår. Hvis genetisk modificerede afgrøder udgør et miljøproblem, vil problemet ikke respektere landegrænser. Derfor er der behov for, at også ens naboland respekterer de miljømæssige standarder for godkendelse af genetisk modificerede afgrøder, som gælder i ens eget land. Samtidig er der behov for at kunne få pålidelige oplysninger om, hvilke genetisk modificerede afgrøder, der anvendes i landene omkring en. Endelig er der behov for fælles mærkningsregler, således at man kan finde ud af, i hvilket omfang importerede fødevarer indeholder genetisk modificerede ingredienser. Dette er det væsentlige rationale bag bestræbelsen på f.eks. at etablere fælles EU-regler for godkendelse og mærkning af genetisk modificerede fødevarer.

Vejen frem må være, at der inden for EU og også gerne i en bredere international sammenhæng vokser en forståelse frem for betydningen af at sikre en bred, folkelig diskussion forud for indførelsen af ny bioteknologi. Der vil selvfølgelig være stærke modsatrettede hensyn; men hensynene vil måske kunne forenes ud fra en erkendelse af, at en hurtig indførelse af teknologien hen over hovedet på befolkningen kan give problemer, også af kommersiel art, som langt overstiger omkostningerne ved i første omgang at give sig lidt bedre tid til at lytte og diskutere tingene igennem.

Moralsk accept

Ifølge de ovenfor omtalte sociologiske undersøgelser opfatter store dele af befolkningen “moralsk accept” som et yderligere hensyn ved siden af nytte og risiko. For mange mennesker er der noget moralsk problematisk ved hele ideen om ad teknisk vej at ændre levende væsners arveanlæg.

Hvis man vil tage befolkningens holdninger alvorligt, er det derfor vigtigt, at man gør sig klart, at den etiske diskussion ikke kun drejer sig om nytte, risiko og demokratisk kontrol. For at komme videre i en dialog om, hvor langt man inden for jordbruget kan tillade sig at gribe ind i levende væsners arveanlæg og forplantning, er det også nødvendigt at sætte ord på de mindre håndgribelige bekymringer og overvejelser, som knytter sig til forestillingen om en respektfuld og værdig omgang med naturen.

I den dialog vil der fra forskerhold kunne argumenteres for, at bioteknologien blot er et betragtet som et yderligere hjælpemiddel i den systematiske omformning af naturen, som kommer til

udtryk i moderne forædlings- og avlsarbejde. Enden på dialogen behøver dog ikke at blive en accept af bioteknologien, snarere kunne resultatet blive en mere kritisk holdning over for, hvad vi gør ved naturen gennem forædlings- og avlsarbejde, hvad enten dette sker med eller uden bistand fra den moderne bioteknologi.

Regulering

Brug af genetisk modificerede afgrøder er primært omfattet af to former for regulering. Dels vedrørende dyrkning og markedsføring af de pågældende planter. Dels vedrørende markedsføring af fødevarer og andre produkter, som er fremstillet på grundlag af de genetisk modificerede afgrøder.

Regler vedrørende udsætning og markedsføring af de genetisk modificerede planter

I EU har man vedtaget, at genetisk modificerede planter skal reguleres efter fælles principper, og det betyder, at den danske lovgivning på området afspejler de fælles regler, som er besluttet i EUs direktiv 90/220/EEC (Rådet, 1990), populært kaldet “udsætnings- og markedsføringsdirektivet”. Direktivet bygger på det såkaldte ‘sag for sag princip’. Det betyder, at hver afgrøde og transgen-kombination analyseres særskilt. I direktivet skelner man mellem forsøgsudsætninger og markedsføringstilladelser. Tilladelse til forsøgsudsætning af en genetisk modifieret plante gives i Danmark af miljøministeren. Inden en ansøgning om udsætning godkendes eller afvises, er der blevet foretaget en økologisk risikovurdering, en landbrugsmæssig vurdering og en vurdering i forhold til menneskers sundhed (Svart & Højland, 1997).

En markedsføringsansøgning indsendes til et af EU-landene, hvorefter det pågældende land foretager en vurdering. Såfremt dette lands myndigheder giver en positiv indstilling af ansøgningen, sendes den herefter til de øvrige EU-medlemslande. Hvis et af disse lande har en indvending mod ansøgningen, bliver ansøgningen i praksis afgjort ved en afstemning mellem landene (Svart & Højland, 1997).

Direktivet er for øjeblikket under revision, hvilket har bevirket, at hovedparten af EUs medlemslande har tilsluttet sig erklæringer om at udvise stor forsigtighed ved godkendelse af nye markedsføringsansøgninger. Dette betyder i realiteten, at der er tale om et stop for markedsføringsgodkendelser indtil det nye direktiv foreligger.

I forslaget til det nye direktiv lægges op til, at godkendelse kan tidsbegrænses (max. 10 år) og der kan pålægges overvågning i en vis periode. Efter denne overvågningsperiode vil resultaterne blive evalueret, hvilket kan medføre en revision af godkendelsen. Risikovurdering kan omfatte såvel direkte som indirekte effekter samt umiddelbare og forsinkede effekter (kortsigtede og langsigtede effekter). Endelig har parlamentet, medlemslandene og kommissionen mulighed for at konsultere en etisk komité.

Regler vedrørende markedsføring af fødevarer og andre produkter, som er fremstillet på grundlag af de genetisk modificerede afgrøder

Levnedsmidler fremstillet på grundlag af genetisk modificerede afgrøder skal godkendes og mærkes i henhold til EU's såkaldte 'Novel Food' forordning, inden de kan markedsføres (Europa-Parlamentet & Rådet, 1997). Godkendelsesproceduren ligner meget den, der gælder for udsætning og markedsføring af de genetisk modificerede planter. Det betyder, at alle EU-lande skal høres, inden der kan gives tilladelse til markedsføring af produktet. Der skal i forbindelse med høringen foretages en vurdering af produktets sikkerhed. Denne vurdering foretages først af myndighederne i det land, hvori ansøgningen om markedsføring er indgivet. Den aktuelle myndighed udarbejder en vurderingsrapport, som sendes til de andre medlemslande, der inden 60 dage kan fremsætte bemærkninger. Hvis ikke de forskellige lande er enige om, hvorvidt et produkt skal kunne markedsføres, er det i sidste ende EU-kommissionen eller Ministerrådet, som træffer en beslutning. Undtaget denne godkendelsesprocedure er fødevarer eller ingredienser, som vurderes som i al væsentlighed at svare til eksisterende produkter, hvad angår sammensætning, næringsværdi, indhold af uønskede stoffer mm. Sådanne produkter er udelukkende omfattet af en anmeldelsespligt.

Ifølge forordningen er det ikke alle levnedsmidler frembragt på grundlag af genetisk modificerede afgrøder, som skal mærkes. For at der skal være krav om mærkning, skal det færdige produkt adskille sig væsentligt fra et tilsvarende produkt, som er fremstillet på grundlag af ikke-genetisk-modificerede planter. Eller der skal være mere end 1% af hvert indholdsstof, som indeholder modificerede gener eller nye proteiner i produktet. Således vil der f.eks. ikke være krav om mærkning af mælk, selv om kørerne er blevet fodret med kraftfoder fremstillet af genetisk modificerede sojabønner. Der vil heller ikke være krav om mærkning af sukker fremstillet på grundlag af genetisk modificerede sukkerroer, som er resistente over for ukrudtsmidler. Derimod skal tomater fra genetisk modificerede tomatplanter eller produkter herfra mærkes, hvis mere end 1% af tomaterne anvendt i produktet er genetisk modificerede, og det kan påvises, at de indsatte gener eller de nye proteiner er til stede i produktet.

Lever reglerne op til forbrugernes krav?

Ser man på de forskellige krav, som ovenfor er formuleret som et forsøg på at sætte ord på forbrugernes krav, så må de nævnte tiltag til ændringer i de relevante EU-direktiver betragtes som skridt i den rigtige retning.

Ikke mindst, hvad angår risikovurderinger, vil man kraftigt udvide synsvinklen både med henblik på at tage hensyn til forskellige former for indirekte effekter og med hensyn til at vurdere de mere langsigtede effekter. Dette imødekommer en del kritikere bl.a. fra miljøbevægelsen. Samtidig er det dog tvivlsomt, om den øgede fokus på mulige risici vil bidrage til at få befolkningen til at føle sig mere sikker. Selvfølgelig er det betryggende, at tingene bliver undersøgt; men i takt med at mere bliver undersøgt, vil der også blive rejst flere nye spørgsmål, og dermed vil usikkerheden måske øges hos de, der i forvejen er skeptiske. Hvad angår forbrugernes valgfrihed og det tilhørende krav om mærkning er man kommet et stykke hen imod forbrugernes krav, men på et afgørende punkt

halter det dog. Det er stadig sådan, at gensplejsede produkter ikke skal mærkes, når de vurderet ud fra objektive kriterier er ikke kan skelnes fra de tilsvarende ikke-gensplejsede produkter. Således vil der som nævnt ikke være krav om, at sukker fra gensplejsede sukkerroer skal mærkes. Dette er klart i strid med forbrugernes krav om, at få besked om måden, hvorpå produktet er blevet til – en nyere spørgeskemaundersøgelse viser eksempelvis at så mange som 97% af de spurgte danskere ønsker mærkning af kød fra dyr fodret med gensplejset foder (Radar Analyse, 2000). For at skabe acceptable forhold på dette punkt er den eneste mulighed pt. frivillige aftaler mellem myndigheder, forbrugerorganisationer, detailhandel og fødevarevirksomhederne, som sikrer den nødvendige mærkning.

Med hensyn til den demokratiske kontrol, vil det enkelte lands myndigheder blive hørt; men i sidste ende vil beslutningerne om tilladelse til udsætning af gensplejsede afgrøder og markedsføring af genetisk modifierede fødevarer blive taget på overnationalt niveau. Udfordringen er her, om det er muligt at forene skeptikernes usikkerhed med afgivelsen af suverænitet.

Endvidere er det karakteristisk at reguleringen på EU niveau stadig i høj grad koncentrerer sig omkring risikoen – og at der ikke synes at være væsentlige initiativer til at tage højde for bredere moralske/etiske vurderinger. Åbningen for de moralske indvendinger i revisionsarbejdet med udsætningsdirektivet er i form af høringer af etiske komitéer. Det er dog langt fra sikkert, at dette tilfredsstiller befolkningens krav om hensyn til etik. Og det er også meget uklart, på hvilken måde de etiske overvejelser vil komme til at indgå i reguleringen. For at sikre at etikken kommer på banen, er det vigtigt, at forskere, myndigheder og politikere indgår i offentlige diskussioner, hvor de viser, at de er i stand til at sætte ord på det, som befolkningen er bekymret for. Spørgsmål om etik og natursyn bør spille en afgørende rolle i den offentlige debat.

Endvidere har de nye reguleringsmæssige initiativer i EU og Danmark, når der drejer sig om nytte eller kvalitativ gavn, ikke meget at byde på. Det synes inden for rammerne af EU svært at forbyde et produkt blot med henvisning til, at det ikke bidrager til at skabe større livskvalitet. Den grundlæggende filosofi er stadig, at der ikke kan gribes ind i den kapitalistiske foretaksomhed, så længe befolkningens sundhed og miljøet ikke udsættes for reelle farer. Om gensplejsede produkter forbedrer vores liv er ikke på dagsordenen – lige så lidt som det er på dagsordenen om legetøjets hos Fætter BR bidrager til at forbedre livskvaliteten hos vore børn.

Endelig er det vigtigt at gøre sig klart, at de forskellige former for regulering ikke tilgodeser dele af befolkningen, der helt afviser genteknologien indenfor fødevareområdet, enten af principielle årsager, eller under henvisning til at den er unyttig eller unødvendig. Den logiske konsekvens af holdningen i disse to grupper er, at det ikke handler om at finde en regulering der tillader visse former for fødevaregenteknologi, men om helt at forbyde teknologien. Sat lidt på spidsen kan man sige, at det kommer til at handle om spørgsmålet ”om vi skal have genteknologi” i modsætning til spørgsmålet ”hvordan vi skal have genteknologi” inden for fødevareområdet.

Sammendrag

Der er en udbredt skepsis overfor anvendelsen af genteknologi i fødevareproduktionen og tilsyneladende fokuserer den naturvidenskabelige risikovurdering, som er fundamentet i reguleringen, ikke tilstrækkeligt på andre faktorer, som vækker bekymring blandt store dele af befolkningen. Danske fokusgruppeinterview viser, at tre hovedtyper af holdninger er fremherskende: en principiel afvisning på baggrund af moralske overvejelser, en afvisning på grund af mangel på nytteværdi og en tredje kategori, som forsøger at balancere det nyttige med de unyttige anvendelser af teknologien. Da den nuværende lovgivning ikke tilgodeser den slags overvejelser, er den logiske konsekvens, at store dele af befolkningen ønsker genteknologisk frembragte fødevarer forbudt. For at sikre en fornuftig udvikling inden for området, må der i reguleringen fokuseres på etiske aspekter såsom samfundsmæssig nytte, usikkerhed i forbindelse med risikovurderingen, demokratisk kontrol med en forudgående bred folkelig debat, og valgfrihed i forbindelse med køb af varer produceret ved hjælp af genteknologi.

Litteratur

- BioTik Gruppen*. 1999. De genteknologiske valg- Et debatoplæg udarbejdet af BioTIK-gruppen, Erhvervsministeriet, København.
- Durant J et al.* (red). 1998. Biotechnology in the Public Sphere – A European source Book. Science Museum, London.
- Erhvervsministeren*. 2000. Redegørelse af 22/3 2000 om etik og genteknologi. Redegørelse R13., Notat, Erhvervsministeriet. 21. marts 2000.
- Europa-Parlamentet & Rådet*. 1997. Europa-Parlamentets og Rådets forordning (EF) nr. 258/97 af 27. januar 1997 om nye levnedsmidler og nye levnedsmiddelingredienser EF-Tidende NR. L 043 Af 14/02/1997. 0001-0007.
- Folketinget*. 2000. Forhandling om redegørelsen af 22. marts 2000 om etik og genteknologi. Folketingets forhandlinger.
- Gallup for Berlingske Tidende*. 1997. For lidt kontrol med genmad. Ugens Gallup nr. 24 1997.
- Gaskell G et al.* 2000. Biotechnology and the European public. Nature Biotechnology, Vol. 18 (9). 935-938.
- Gaskell G et al.* 1997. Europe ambivalent on biotechnology. Nature, Vol.387. 845-847.
- Jelsøe et al.* 1998. National Profiles: Denmark. I: *Durant, J. et al.*, (red): Biotechnology in the Public Sphere – A European source Book. Science Museum, London. 29-42.
- Radar Analyse*. 2000. Forbrugernes syn på brugen af gensplejset foder i fødevareproduktionen. Radar Analyse for Greenpeace, juli 2000.
- Rådet*. 1990. Rådets direktiv 90/220/EØF af 23. april 1990 om udsætning i miljøet af genetisk modificerede organismer. EFT L 117, 08/05/1990 s.0015-0027.

Svart HE & Højland JG. 1997. Genmodificerede planter – en trussel mod dansk natur? I:
Regulering og status. Urt, 21/4. 132-13.

Thulstrup J. 2000. Danskerne syn på bioteknologi. Institut for Konjunkturanalyse.

Global market effects of GMOs:

The importance of consumer preferences and policy choices

Globale markedseffekter af GMO'er:

Betydningen af forbrugernes reaktioner og valget af politik

Chantal Pohl Nielsen

Statens Jordbruks- og Fiskeriøkonomiske Institut

Rolighedsvej 25

DK-1958 Frederiksberg C

Summary

The new agricultural biotechnologies that are generating transgenic or genetically modified organisms (GMOs) are attracting an exceptionally large degree of opposition to their production and trade. Both environmental and food safety concerns have been raised by opponents to the development of transgenic crops. The vast majority of opponents want at least to have labels on products that may contain GMOs, while the most extreme of them (particularly in Western Europe) want to see GM crops totally excluded from production and consumption in their country. This extreme view contrasts with the more relaxed attitude towards the use of GMOs in pharmaceuticals, and swamps discussions of the positive attributes of the new technology. Also associated with that view is the idea that we should not try to measure the economic and other effects of GMOs because there is too much uncertainty surrounding the technology. We beg to differ with the latter sentiment, believing that without attempts to quantify the economic effects of GMOs, opinion formation and policy making would be even less well informed because it would have to depend even more on guesswork.

To illustrate the usefulness of quantitative models for informing GMO debates, the present paper draws on recent studies by the authors that use existing empirical models of the global economy to examine what the effects of widespread adoption of genetically modified crop varieties in some (non-European) countries might be in light of different policy and consumer preference responses. The GTAP model is used to examine the effects of an assumed degree of GMO-induced productivity growth in selected countries for maize and soybean. Those results are compared with what they would be if (a) Western Europe chose to ban consumption and hence imports of those products from countries adopting GM technology or (b) some Western European consumers and intermediate users responded by boycotting imported GM-potential crops. Then another global CGE model is introduced which distinguishes GM-inclusive from GM-free maize and soybean. It is used to explore the impact of increased preferences for GM-free food. The final section discusses areas where future empirical work of this sort might focus.

Global market effects of GMOs: The importance of consumer preferences and policy choices¹

Introduction

Virtually all new technologies, even when they unambiguously benefit the vast majority of society, are opposed by at least a few people. The new agricultural biotechnologies that are generating transgenic or genetically modified organisms (GMOs), however, are attracting an exceptionally large degree of opposition to their production and trade. Both environmental and food safety concerns have been raised by opponents to the development of transgenic or genetically modified crops. The vast majority of opponents want at least to have labels on products that may contain GMOs, while the most extreme of them (particularly in Western Europe) want to see GM crops totally excluded from production and consumption in their country.² This extreme view contrasts with the more relaxed attitude towards the use of the new biotechnologies in pharmaceuticals, and swamps discussions of the current and prospective positive attributes of GM crops. Also associated with that negative view is the idea that we should not try to measure the economic and other effects of GMOs because there is too much uncertainty surrounding the technology. We beg to differ with the latter sentiment, believing that without attempts to quantify the economic effects of GMOs, opinion formation and policy making would be even less well informed because it would have to depend even more on guesswork.

To illustrate the usefulness of quantitative models for informing GMO debates, the present paper draws on recent studies³ by the authors that use two existing empirical models of the global economy to examine what the effects of widespread use of genetically modified crop varieties in some (non-European) countries might be in the light of different policy or consumer preference responses. Specifically, the standard global, economy-wide GTAP model is used to explore the possible effects of an assumed degree of GMO-induced productivity growth in selected countries for maize and soybean. These are more controversial than cotton and rice (see Nielsen and Anderson, 2000c) because they are grown extensively in rich countries and are consumed by people there both directly and via animal products. Those maize/soybean results are compared with what they would be if (a) Western Europe chose to ban consumption and hence imports of those products from countries adopting GM technology or (b) some Western European consumers and intermediate users responded by boycotting imported GM-potential crops. Then another global CGE model is introduced which distinguishes GM-inclusive from GM-free maize and soybean. It is used to explore the impact of increased preferences for GM-free food. The final section discusses areas where future empirical work of this sort might focus.

¹ Based on a paper prepared for the 4th International Conference on the Economics of Agricultural Biotechnology, Ravello, Italy, 24-28 August 2000 by Anderson, Nielsen, Robinson and Thierfelder (2000).

² Whether import bans to achieve that would be consistent with other obligations members of the World Trade Organization may have is a moot point not discussed here, but see Anderson and Nielsen (2000).

³ Particularly Nielsen and Anderson (2000b) and Nielsen, Robinson and Thierfelder (2000).

Estimating economic effects of GMO adoption with the GTAP model

The apparent differences in preferences and views on environmental issues and consumers' right to know about food ingredients are unlikely to disappear in the foreseeable future. The extent to which that could lead to trade disputes depends heavily on the directions and magnitudes of the production, trade and welfare consequences of different responses to the technology by different countries. Theory alone is incapable of determining even the likely direction, let alone the magnitude, of some of the effects of those various responses to GMOs. Hence an empirical modelling approach is needed to estimate the economy-wide impact of assumed GMO-induced productivity growth and any associated policy changes and consumer responses. By way of illustration, what follows is a summary of some early attempts at doing that for maize and soybean.

These quantitative analyses make use of global economy-wide CGE (computable general equilibrium) models and are based on the same global database known as GTAP (Global Trade Analysis Project).⁴ The global CGE models capture the vertical and horizontal linkages between all product markets both within the model's individual countries and regions as well as between countries and regions via their separately identified bilateral trade flows. The models are shocked with productivity growth in their sectors producing coarse grain (grain other than wheat and rice, which is primarily maize in the countries considered) and oilseeds (primarily soybean in the countries considered).

Detailed empirical information about the impact of GMO technology in terms of reduced chemical use, higher yields and other agronomic improvements is at this stage quite limited (see e.g. OECD, 1999; Nelson *et al.*, 1999). Even so, available empirical evidence (e.g. USDA 1999 and James 1997, 1998) suggests that cultivating GM crops has general cost-reducing effects.⁵ Hence in estimating the economic impact of adopting GM technology in the maize and soybean sectors under different policy and consumer preference assumption, it is assumed that the effect of adopting GM crops can be captured by a Hicks-neutral technology shift, i.e. a uniform reduction in each adopting region of all primary factors and intermediate inputs needed to obtain the same level of production. For present purposes using the GTAP model, the GM-adopting sectors are assumed to experience a one-off increase in total factor productivity of 5%, thus lowering the supply price of the GM crop to that extent.⁶ Assuming sufficiently elastic demand conditions, the cost-reducing technology will lead to increased production and higher returns to the factors of production employed in the GM-adopting sector. Labour, capital and land consequently will be drawn into the affected sector.

⁴ The Global Trade Analysis Project (GTAP) includes a multi-regional computable general equilibrium (CGE) model based on neo-classical perfectly competitive microeconomic theory and a unique global database for use with this and other CGE models. See Hertel (1997) for comprehensive documentation of the standard GTAP model and McDougall *et al.* 1998 for a description of the most recent GTAP database, which in its full version comprises 50 sectors and 45 countries/regions and describes the global economic structures and trade flows of 1995.

⁵ Nelson *et al.* (1999), for example, suggest that glyphosate-resistant soybeans may generate a total production cost reduction of 5%, and their scenarios have *Bt* corn increasing yields by between 1.8% and 8.1%.

⁶ Due to the absence of sufficiently detailed empirical data on the agronomic and hence economic impact of cultivating GM crops, the 5% productivity shock applied here represents an average shock (over both commodities and regions). Changing this shock (e.g. doubling it to 10%) generates near-linear changes (i.e. roughly a doubling) in the effects on price and quantity results reported below.

As suppliers of inputs and buyers of agricultural products, other sectors will also be affected by the use of genetic engineering in GM-potential sectors through vertical linkages. Input suppliers will initially experience lower demand because the production process in the GM sector has become more efficient. To the extent that the production of GM crops increases, however, the demand for inputs by producers of those crops may actually rise despite the input-reducing technology. Demanders of primary agricultural products such as grains and soybean meal for livestock feed will benefit from lower input prices, which in turn will affect the market competitiveness of livestock products.

The widespread adoption of GM varieties in certain regions will affect international trade flows depending on how traded the crop in question is and whether or not this trade is restricted specifically because of the GMOs involved. To the extent that trade is not further restricted and not currently subject to binding quantitative restrictions, world market prices for these products will have a tendency to decline and thus benefit regions that are net importers of these products. For exporters, the lower price may or may not boost their trade volume, depending on price elasticities in foreign markets. Welfare in the exporting countries would go down for non-adopters but could also go down for some adopters if the adverse terms of trade change were to be sufficiently strong. Hence the need for empirical analysis.

In modelling the adoption of GMOs in maize and soybean production, Nielsen and Anderson (2000b) apply GM-driven productivity growth of 5% in coarse grain (excluding wheat and rice) and oilseeds to North America, Mexico, the Southern Cone region of Latin America, India, China, Rest of East Asia (excluding Japan and the East Asian NICs), and South Africa. Other countries are assumed to refrain from the use of GM crops in their production systems.

The authors consider three maize/soybean scenarios. The first is a base case with no policy or consumer reactions to GMOs. The others (scenarios 2 and 3) impose on this base case a policy or consumer response in Western Europe. In scenario 2, Western Europe not only refrains from using GM crops in its own domestic production systems, but the region is also assumed to reject imports of genetically modified oilseeds and coarse grains from GM-adopting regions. Scenario 3 considers the case in which consumers express their preferences through market mechanisms rather than through government regulation.

Scenario 1: Selected regions adopt GM maize and soybean

Table 1 reports the results for scenario 1. A 5% reduction in overall production costs in these sectors leads to increases in coarse grain production of between 0.4% and 2.1%, and increases in oilseed production of between 1.1% and 4.6%, in the GM-adopting regions. The production responses are generally larger for oilseeds as compared with coarse grain. This is because a larger share of oilseed production as compared with coarse grain production is destined for export markets in all the reported regions, and hence oilseed production is not limited to the same extent by domestic demand, which is less price-elastic. Increased oilseed production leads to lower market prices and hence cheaper costs of production in the vegetable oils and fats sectors, expanding output there. This expansion is particularly marked in the Southern Cone region of South America where no less than one-fourth of this production is

Table 1. Scenario 1: Effects of selected regions^a adopting GM maize and soybean
(a) Effects on production, domestic prices and trade (percentage changes).

	North America	Southern Cone	China	India	Western Europe	Sub-Saharan Africa
<i>Production</i>						
Coarse grain	2.1	1.6	1.0	0.4	-4.5	-2.3
Oilseeds	3.6	4.6	1.8	1.1	-11.2	-1.3
Livestock	0.8	-0.0	0.1	0.4	-0.2	-0.1
Meat & dairy	0.5	0.0	0.1	1.3	-0.1	-0.1
Veg. oils, fats	1.1	4.5	1.4	0.0	-0.9	-1.2
Other foods	0.2	0.1	0.4	1.5	-0.1	0.0
<i>Market prices</i>						
Coarse grain	-5.5	-5.5	-5.6	-6.7	-0.5	-0.4
Oilseeds	-5.5	-5.3	-5.6	-6.5	-1.2	-0.3
Livestock	-1.8	-0.3	-0.4	-1.4	-0.3	-0.3
Meat & dairy	-1.0	-0.2	-0.3	-1.0	-0.2	-0.2
Veg. oils, fats	-2.4	-3.1	-2.6	-1.0	-0.5	-0.2
Other foods	-0.3	-0.2	-0.5	-1.0	-0.1	-0.2
<i>Exports^b</i>						
Coarse grain	8.5	13.3	16.8	37.3	-11.5	-20
Oilseeds	8.5	10.5	8.2	21.5	-20.5	-26.5
Livestock	8.9	-2.0	-3.3	9.4	-1.1	-1.5
Meat & dairy	4.8	-0.9	-0.9	5.8	-0.5	-0.2
Veg. oils, fats	5.8	14.3	5.6	-3.8	-4.9	-5.3
Other foods	0.2	0.1	1.6	7.6	-0.6	0.1
<i>Imports^b</i>						
Coarse grain	-1.6	-4.6	-4.2	-20.5	0.1	11.3
Oilseeds	-2.6	-9.2	-1.6	-8.6	2.5	16.5
Livestock	-2.1	1.3	0.9	-5.2	0.2	0.5
Meat & dairy	-1.9	0.2	0.8	-1.7	-0.0	0.1
Veg. oils, fats	-3.7	-3.6	-1.7	3.1	1.3	3.4
Other foods	0	-0.1	-0.6	-3.1	0.1	-0.1

(b) Effects on regional economic welfare.

	Equivalent Variation (EV) US\$ million pa	Decomposition of welfare results, contribution of (US\$ million):		
		Allocative Efficiency Effects	Terms of Trade effects	Technical Change
North America	2,624	-137	-1,008	3,746
Southern Cone	826	120	-223	923
China	839	113	66	672
India	1,265	182	-9	1,094
Western Europe	2,010	1,755	253	0
Sub-Saharan Africa	-9	-2	-9	0
Other high-income ^c	1,186	554	641	0
Other developing and transition econs.	1,120	171	289	673
WORLD	9,859	2,756	0	7,108

^a North America, Mexico, Southern Cone, China, Rest of East Asia, India, and South Africa. For space reasons, results for numerous regions in Table 4 are omitted from this table.

^b Includes intra-regional trade.

^c Japan, newly industrialized Asia, Australia and New Zealand.

Source: Nielsen and Anderson's (2000b) GTAP model results.

sold on foreign markets (Table 1a), thereby allowing for a larger production response to the reduced costs of production in this sector. In North America maize is also used as livestock feed, and hence the lower feed prices lead to an expansion of the livestock and meat processing sectors there.

Due to the very large world market shares of oilseeds from North and South America and coarse grain from North America (Table 1a), the increased supply from these regions causes world prices for coarse grain and oilseeds to decline by 4.0% and 4.5%, respectively. As a consequence of the more intense competition from abroad, production of coarse grain and oilseeds declines in the non-adopting regions. This is particularly so in Western Europe, a major net importer of oilseeds, of which about half comes from North America. Cereal grain imports into Western Europe increase only slightly (0.1%), but the increased competition and lower price are enough to entail a 4.5% decline in Western European production. In the developing countries too, production of coarse grain and oilseeds is reduced slightly. The changes in India, however, are relatively small compared with e.g. China and the Southern Cone region. This is explained by the domestic market orientation of these sales. That means India's relatively small production increase causes rather substantial declines in domestic prices for these products, which in turn benefits the other agricultural sectors through vertical linkages. For example, 67% of intermediate demand for coarse grain and 37% of intermediate demand for oilseeds in India stem from the livestock sector, according to the GTAP database.

Global economic welfare (as traditionally measured in terms of equivalent variations of income, ignoring any externalities) is boosted in this first scenario by US\$9.9 billion per year, two-thirds of which is enjoyed by the adopting regions (Table 1b). It is noteworthy that all regions (both adopting and non-adopting) gain in terms of economic welfare except Sub-Saharan Africa. Most of this gain stems directly from the technology boost. The net-exporting GM-adopters experience worsened terms of trade due to increased competition on world markets, but this adverse welfare effect is outweighed by the positive effect of the technological boost. Western Europe gains from the productivity increase in the other regions only in part because of cheaper imports; mostly it gains because increased competition from abroad shifts domestic resources out of relatively highly assisted segments of EU agriculture. The group of other high-income countries, among which are East Asian nations that are relatively large net importers of the GM-potential crops, benefits equally from lower import prices and a more efficient use of resources in domestic farm production.

Scenario 2: Selected regions adopt GM maize and soybean plus Western Europe bans imports of those products from GM-adopting regions

In this scenario, Western Europe not only refrains from using GM crops in its own domestic production systems, but the region is also assumed to reject imports of genetically modified oilseeds and coarse grain from GM-adopting regions. This assumes that the labelling requirements of the Biosafety Protocol (UNEP, 2000) enable Western European importers to identify such shipments and that all oilseed and coarse grain exports from GM-adopting regions will be labelled "may contain GMOs". Under those conditions the distinction between GM-inclusive and GM-free products is simplified to one that relates directly to the country of ori-

gin,⁷ and labelling costs are ignored. This import ban scenario reflects the most extreme application of the precautionary principle within the framework of the Biosafety Protocol.

A Western European ban on the imports of genetically modified coarse grain and oilseeds changes the situation in scenario 1 rather dramatically, especially for the oilseed sector in North America which has been highly dependent on the EU market. The result of the European ban is not only a decline in total North American oilseed exports by almost 30%, but also a production decline of 10%, pulling resources such as land out of this sector (Table 2). For coarse grain, by contrast, only 18% of North American production is exported and just 8% of those exports are destined for Western Europe. Therefore the ban does not affect North American production and exports of maize to the same extent as for soybean, although the downward pressure on the international price of maize nonetheless dampens significantly the production-enhancing effect of the technological boost. Similar effects are evident in the other GM adopting regions, except for India – once again because its production of these particular crops is virtually all sold domestically and so is not greatly unaffected by market developments abroad.

For Sub-Saharan Africa, which by assumption is unable to adopt the new GM technology, access to the Western European markets when other competitors are excluded expands. Oilseed exports from this region rise by enough to increase domestic production by 4%. Western Europe increases its own production of oilseeds, however, so the aggregate increase in its oilseed imports amounts to less than 1%. Its production of coarse grain also increases, but not by as much because of an initial high degree of self-sufficiency. Europe's shift from imported oilseeds and coarse grain to domestically produced products has implications further downstream. Given an imperfect degree of substitution in production between domestic and imported intermediate inputs, the higher prices of domestically produced maize and soybean mean that livestock feed is slightly more expensive. (Half of intermediate demand for coarse grain in Western Europe stems from the livestock sector.) Inputs to other food processing industries, particularly the vegetable oils and fats sector, also are more expensive. As a consequence, production in these downstream sectors declines and competing imports increase.

Aggregate welfare implications of this scenario are substantially different from those of scenario 1. Western Europe now experiences a decline in aggregate economic welfare of US\$4.3 billion per year instead of a boost of \$2 billion (compare Tables 2b and 1b). Taking a closer look at the decomposition of the welfare changes reveals that adverse allocative efficiency effects explain the decline. Most significantly, EU resources are forced into producing oilseeds, of which a substantial amount was previously imported. Consumer welfare in Western Europe is reduced in this scenario because, given that those consumers are assumed to be indifferent between GM-inclusive and GM-free products, the import ban restricts them from benefiting from lower international prices. Bear in mind, though, that in this as in the previous

⁷ By distinguishing between GMO-inclusive and GMO-free products by country of origin, one concern may be that GM-adopting regions channel their exports to the country or region imposing the import ban (here Western Europe) through third countries that are indifferent as to the content of GMOs and that do not adopt GM technology in their own production systems. The possibility of such transshipments is abstracted from in this analysis.

Table 2. Scenario 2: Effects of selected regions^a adopting GM maize and soybean *plus* Western Europe bans imports of those products from GM-adopting regions (a) Effects on production, domestic prices and trade (percentage changes).

	North America	Southern Cone	China	India	Western Europe	Sub-Saharan Africa
<i>Production</i>						
Cereal grain	0.9	0.0	0.8	0.4	5.3	-2.2
Oilseeds	-10.2	-3.6	-0.8	0.8	66.4	4.4
Livestock	1.2	0.3	0.2	0.4	-0.8	0.0
Meat & dairy	0.8	0.3	0.2	1.4	-0.5	-0.0
Veg.oils,fats	2.4	8.1	1.6	0.1	-3.4	0.0
Other foods	0.3	0.4	0.5	1.6	-0.5	-0.1
<i>Market prices</i>						
Cereal grain	-6.2	-6.0	-5.6	-6.7	0.8	-0.0
Oilseeds	-7.4	-6.8	-6.0	-6.5	5.8	0.4
Livestock	-2.2	-0.7	-0.4	-1.4	0.5	0.1
Meat & dairy	-1.3	-0.4	-0.3	-1.0	0.3	0.1
Veg.oils,fats	-3.3	-4.0	-2.7	-1.0	2.0	0.0
Other foods	-0.4	-0.3	-0.5	-1.0	0.1	0.0
<i>Exports^b</i>						
Cereal grain	0.3	-2.9	5.0	23.4	15.9	-13.1
Oilseeds	-28.8	-69.2	-18.4	-8.7	167.2	105.0
Livestock	13.7	4.0	-1.4	12.6	-3.8	-1.8
Meat & dairy	7.5	2.1	0.1	7.1	-1.4	0.3
Veg.oils,fats	14.4	26.2	7.0	1.3	-15.0	5.8
Other foods	1.5	1.9	2.0	8.0	-1.4	-0.6
<i>Imports^b</i>						
Cereal grain	-1.9	-5.3	-2.8	-20	3.3	13.4
Oilseeds	-5.6	-21.9	3.0	-3.7	0.6	22.5
Livestock	-3.2	0.1	0.1	-5.9	0.9	0.5
Meat & dairy	-2.8	-0.5	0.8	-1.8	-0.2	-0.0
Veg.oils,fats	-7.7	-5.5	-1.7	4.0	5.5	2.4
Other foods	-0.6	-0.6	-0.8	-2.8	0.1	0.2

(b) Effects on regional economic welfare.

	Equivalent Variation (EV) US\$ million pa	Decomposition of welfare results (US\$ million pa):		
		Allocative Efficiency Effects	Terms of Trade effects	Technical Change
North America	2,299	27	-1,372	3,641
Southern Cone	663	71	-303	893
China	804	74	70	669
India	1,277	190	-3	1,092
Western Europe	-4,334	-4,601	257	0
Sub-Saharan Africa	42	5	38	0
Other high-income ^c	1,371	592	782	0
Other developing and transition econs.	1,296	101	531	672
WORLD	3,419	-3,541	0	6,966

^a North America, Mexico, Southern Cone, China, Rest of East Asia, India, and South Africa. For space reasons, results for numerous regions in Table 4 are omitted from this table.

^b Includes intra-regional trade.

^c Japan, newly industrialized Asia, Australia and New Zealand.

Source: Nielsen and Anderson's (2000b) GTAP model results.

scenarios it is assumed citizens are indifferent to GMOs. To the extent that some Western Europeans in fact value a ban on GM products in their domestic markets, that would partially offset the loss in economic welfare.

The key exporters of the GM products, North America, Southern Cone and China, all show a smaller gain in welfare in this as compared with the scenario in which there is no European policy response. Net importers of corn and soybean (e.g. ‘Other high-income’ which is mostly East Asia), by contrast, are slightly better off in this than in scenario 1. Meanwhile, the countries in Sub-Saharan Africa are affected in a slight positive instead of slight negative way, gaining from better terms of trade. In particular, a higher price is obtained for their oilseed exports to Western European markets in this as compared with scenario 1.

Two-thirds of the global gain from the new GM technology as measured in scenario 1 would be eroded by an import ban imposed by Western Europe: it falls from \$9.9 billion per year to just \$3.4 billion, with almost the entire erosion in economic welfare borne in Western Europe (assuming as before that consumers are indifferent between GM-free and GM-inclusive foods). The rest is borne by the net-exporting adopters (mainly North America and the Southern Cone region). Since the non-adopting regions generally purchase most of their imported coarse grain and oilseeds from the North American region, they benefit even more than in scenario 1 from lower import prices: their welfare is estimated to be greater by almost one-fifth in the case of a Western European import ban as compared with no European reaction.

Scenario 3: Selected regions adopt GM maize and soybean plus some Western Europeans’ preferences shift against GM maize and soybean

As an alternative to a policy response, this scenario analyses the impact of a partial shift in Western European preferences away from imported coarse grain and oilseeds and in favour of domestically produced crops.⁸ The scenario is implemented as an exogenous 25% reduction in final consumer and intermediate demand for *all* imported oilseeds and coarse grain (that is, not only those which can be identified as coming from GM-adopting regions).⁹ This can be interpreted as an illustration of incomplete information being provided about imported products (still assuming that GM crops are not cultivated in Western Europe), if a label only states that the product “may contain GMOs”. Such a label does not resolve the information problem facing the most critical Western European consumers who want to be able to distinguish between GMO-inclusive and GMO-free products. Thus some European consumers and firms are assumed to choose to completely avoid products that are produced outside Western Europe. That import demand is shifted in favour of domestically produced goods. Western European producers and suppliers are assumed to be able to signal – at no additional cost – that their products are GM-free by e.g. labelling their products by country of origin. This is possible

⁸ See the technical appendix of Nielsen and Anderson (2000a), which describes how the exogenous preference shift is introduced into the GTAP model.

⁹ The size of this preference shift is arbitrary, and is simply used to illustrate the possible direction of effects of this type of preference shift as compared with the import ban scenario.

because it is assumed that no producers in Western Europe adopt GM crops (perhaps due to government regulation), and hence such a label would be perceived as a sufficient guarantee of the absence of GMOs.

As the results in Table 3 reveal, having consumers express their preferences through market mechanisms rather than through a government-implemented import ban has a much less damaging effect on production in the GM-adopting countries. In particular, instead of declines in oilseed production as in scenario 2 there are slight increases in this scenario, and production responses in coarse grain are slightly larger. Once again the changes are less marked for India and in part also for China, which are less affected by international market changes for these products. As expected, domestic oilseed production in Western Europe must increase somewhat to accommodate the shift in preferences, but not nearly to the same extent as in the previous scenario. Furthermore, there are in fact minor price reductions for agri-food products in Western Europe in part because (by assumption) the shift in preferences is only partial, and so some consumers and firms do benefit from lower import prices. In other words, in contrast to the previous scenario, a certain link between EU prices and world prices is retained here because we are dealing with only a partial reduction in import demand. The output growth in Sub-Saharan Africa in scenario 2, by taking the opportunity of serving European consumers and firms while other suppliers were excluded, is replaced in this scenario by declines: Sub-Saharan Africa loses export share to the GM-adopting regions.

The numerical welfare results in this scenario are comparable with those of scenario 1 (the scenario without the import ban or the partial preference shift) for all regions except, of course, in this scenario (although recall that these welfare measures assume consumers are indifferent to whether a food contains GMOs). The dramatic worsening of resource allocative efficiency in the previous scenario is changed to a slight improvement in this one. This is because production in the lightly assisted oilseeds sector increases at the expense of production in all other (more heavily distorted) agri-food sectors in Western Europe.

The welfare gains for North America are more similar in this scenario than in the previous one to those of scenario 1. But even in scenario 2 its gains are large, suggesting considerable flexibility in both domestic and foreign markets in responding to policy and consumer preference changes, plus the dominance of the benefits of the new technology for adopting countries. Given that the preference shift in scenario 3 is based on the assumption that non-adopters outside Western Europe cannot guarantee that their exports to this region are GMO-free, Sub-Saharan Africa cannot benefit from the same kind of ‘preferential’ access the region obtained in the previous scenario, where coarse grain and oilseeds from just identifiable GMO-adopting regions were banned completely. Hence Sub-Saharan Africa slips back to a slight loss in this scenario due to a net worsening of its terms of trade and the absence of productivity gains from genetic engineering techniques. Globally, welfare in this case is only a little below that when there is no preference shift: a gain of \$8.5 billion per year compared with \$9.9 billion in scenario 1, with Western Europe clearly bearing the bulk of this difference.

Table 3. Scenario 3: Effects of selected regions^a adopting GM maize and soybean *plus* partial shift of Western European preferences away from imports of GM products. a) Effects on production, domestic prices and trade (percentage changes).

	North America	Southern Cone	China	India	Western Europe	Sub-Saharan Africa
<i>Production</i>						
Coarse grain	1.8	1.3	1.0	0.4	-2.0	-2.6
Oilseeds	1.0	2.8	1.1	1	8.7	-1.6
Livestock	0.9	0.0	0.2	0.4	-0.4	-0.1
Meat & dairy	0.6	0.1	0.1	1.3	-0.2	-0.0
Veg. oils, fats	1.2	5.0	1.4	-0.0	-1.1	-1.2
Other foods	0.2	0.2	0.4	1.5	-0.2	0.1
<i>Market prices</i>						
Coarse grain	-5.7	-5.6	-5.6	-6.7	-0.2	-0.4
Oilseeds	-5.9	-5.6	-5.7	-6.5	0.1	-0.3
Livestock	-1.9	-0.4	-0.4	-1.4	-0.1	-0.3
Meat & dairy	-1.1	-0.2	-0.3	-1.0	-0.1	-0.2
Veg. oils, fats	-2.6	-3.3	-2.6	-1.0	-0.4	-0.2
Other foods	-0.3	-0.2	-0.5	-1.0	-0.1	-0.2
<i>Exports^b</i>						
Coarse grain	6.6	9.7	13.9	34.1	-29.7	-24.1
Oilseeds	1.4	-4.5	2.1	14.1	-41.5	-32.4
Livestock	9.8	-0.9	-3.0	10.0	-1.8	-1.2
Meat & dairy	5.3	-0.4	-0.8	6.0	-0.7	0.1
Veg. oils, fats	6.7	15.8	5.5	-4.0	-5.8	-4.9
Other foods	0.4	0.4	1.7	7.6	-0.7	0.1
<i>Imports^b</i>						
Coarse grain	-1.7	-4.8	-3.9	-20.4	-23.6	11.5
Oilseeds	-2.9	-9.6	-0.7	-7.4	-17.7	17.3
Livestock	-2.3	1.1	0.8	-5.3	0.4	0.2
Meat & dairy	-2.1	0.1	0.8	-1.7	-0.1	-0.0
Veg. oils, fats	-4.2	-3.8	-1.5	3.4	1.5	3.4
Other foods	-0.1	-0.2	-0.6	-3	0.1	-0.1

(b) Effects on regional economic welfare.

	Equivalent Variation (EV) US\$ million pa	Decomposition of welfare results, contribution of (US\$ million):		
		Allocative Efficiency Effects	Terms of Trade effects	Technical Change
North America	2,554	-100	-1,092	3,726
Southern Cone	785	109	-246	917
China	834	106	69	672
India	1,267	184	-9	1,093
Western Europe	715	393	319	0
Sub-Saharan Africa	-5	0	-7	0
Other high-income ^c	1,233	567	674	0
Other developing and transition econs.	1,120	168	293	673
WORLD	8,503	1,428	0	7,081

^a North America, Mexico, Southern Cone, China, Rest of East Asia, India, and South Africa. For space reasons, results for numerous regions in table 4 are omitted from this table.

^b Includes intra-regional trade. ^c Japan, newly industrialized Asia, Australia and New Zealand. Source: Nielsen and Anderson's (2000b) GTAP model results.

Estimating economic effects of GMO adoption using an alternative model

An alternative modelling framework is used in a recent analysis by Nielsen, Robinson and Thierfelder (2000), hereafter the NRT model, which draws on a model developed by Lewis, Robinson and Thierfelder (1999). It involves a more-aggregated multi-region computable general equilibrium (CGE) model consisting of just seven regions and ten sectors but is otherwise similar to the standard GTAP model with one important exception: the coarse grain and oilseed sectors of the NRT model have each been split into two. This split is in order to capture the production and trade effects of segregating maize and soybean markets into GM and non-GM lines of production as consumers in some parts of the world turn against GMOs. This segregation is introduced based on a notion that there may be a viable market for guaranteed GMO-free products alongside the new GMO-inclusive varieties if the GMO-critical consumers are willing to pay a price premium. Depending on the strength of opposition toward GM products in important markets and the costs of segregating agricultural markets, developing and developed countries alike may benefit from segregated agricultural markets, which will have different prices. Such a market development would be analogous to the niche markets for organic foods.

In the base data used for this model analysis, it is assumed that all regions initially produce some of both the GM and non-GM varieties of oilseeds and coarse grain (in contrast to the assumption in the preceding scenarios that only a subset of countries can or choose to develop GM crops). The assumed GM shares of production, based on estimates provided in James (1999) and USDA (2000), are just 10% in all but three regions. The exceptions are the America and developing Asian countries where it is assumed 40% of coarse grain and 60% of oilseeds (90% in South America) contain GMOs. Furthermore, the structures of production in terms of the composition of intermediate input and factor use in the GM and non-GM varieties are initially assumed to be identical, as are the destination structures of exports. In the NRT model the authors endogenize the decision of producers and consumers to use GM vs. non-GM varieties in production and final demand, respectively. The input-output choice is endogenized for four demanders of coarse grain and oilseeds: livestock, meat & dairy, vegetable oils & fats, and other processed food sectors. Intermediate demands for each composite crop (i.e. GM plus non-GM) are held fixed as proportions of output. In this way, the initial input-output coefficients remain fixed but, for oilseeds and coarse grain, a choice has been introduced between GM and non-GM varieties. Other intermediate input demands remain in fixed proportions to output. Similarly, final consumption of each composite GM-potential good is also fixed as a share of total demand, with an endogenous choice between GM and non-GM varieties. All other consumption shares remain fixed. The choice between GM and non-GM varieties is determined by a CES function.¹⁰

Since the available estimates of agronomic and hence economic benefits to producers from cultivating GM crops are few and very diverse, NRT simply assume the GM oilseed and GM coarse grain sectors in all regions have a 10% higher level of primary factor productivity as compared with their non-GM (conventional) counterparts. (This shock is slightly different

¹⁰ See Nielsen, Robinson and Thierfelder (2000) for a formal description of how the endogenous choice between GM and non-GM varieties is incorporated into the model.

from the shock imposed in the three GTAP scenarios: it is twice the size, but it is applied only to primary factor and not to intermediate input use. This difference in shock size may be interpreted as taking account of market segregation costs in the NRT model, i.e. the costs of preserving the identity of non-GM crops ‘from seed to table’ under the assumption that it is this segment of the market that will have to demonstrate its non-GM characteristic.) They introduce this factor productivity shock in the GM sectors against a variety of base models, which differ in terms of substitution elasticities for GM and non-GM products in two of the most GM-critical regions, namely Western Europe and High-income Asia (mainly Japan). To start with, it is assumed that the elasticity of substitution between GM and non-GM varieties is high and equal in all regions. Then, in order to reflect the fact that citizens in Western Europe and High-income Asia are skeptical of the new GM varieties, the elasticities of substitution between the GM and non-GM varieties are gradually lowered so that GM and non-GM varieties are seen as increasingly poorer substitutes in production and consumption in these particular regions. Citizens in all other regions are assumed to be indifferent, and hence the two crops remain highly substitutable in consumption and production there.

What results should we expect?

As in the GTAP model scenarios, the more-effective GM production process will initially cause labour, land, and capital to leave the GM sectors because lower (cost-driven) GM product prices will result in lower returns to factors of production. To the extent that demand (domestically or abroad) is very responsive to this price reduction, this cost-reducing technology may potentially lead to increased production and hence higher returns to factors. Suppliers of inputs and buyers of agricultural products also will be affected by the use of genetic engineering in GM-potential sectors through vertical (or backward) linkages. To the extent that the production of GM crops increases, the demand for inputs by producers of those crops may rise. Demanders of primary agricultural products, e.g. livestock producers using grains and oilseeds for livestock feed, will benefit from lower prices, which in turn will affect the market competitiveness of these sectors.

The other sectors of the economy may also be affected through horizontal (or forward) linkages. Primary crops and livestock are typically complementary in food processing. Cheaper genetically modified crops have the potential of initiating an expansion of food production and there may also be substitution effects. For example, since applying genetic engineering techniques to wheat breeding is apparently more complex compared with maize, the price of wheat will be high relative to other more easily manipulated grains. To the extent that substitutions in production are possible, the food processing industry may shift to the cheaper GM intermediate inputs. Widespread use of GM products can furthermore be expected to affect the price and allocation of mobile factors of production and in this way also affect the other sectors of the economy.

In terms of price effects, there is both a direct and an indirect effect of segregating the markets. Due directly to the output-enhancing productivity effect, countries adopting GM crops should gain from lower cost-driven prices. The more receptive a country is to the productivity-enhancing technology, the greater the gains. There is also an indirect effect, which

will depend on the degree of substitutability between GM and non-GM products. When substitutability is high, the price of non-GM crops will decline along with the prices of GM-crops. The lower the degree of substitutability, the weaker will be this effect, and the larger should be the price wedge between GM and non-GM crops. The net effect of these direct and indirect effects on particular countries is theoretically ambiguous, again underscoring the need for empirical analysis.

The widespread adoption of GM varieties in certain regions will affect international trade flows depending on how traded the crop in question is and the preferences for GM versus non-GM in foreign markets. World market prices for GM products will have a tendency to decline and thus benefit net importers to the extent that they are indifferent between GM and non-GM products. For exporters, the lower price may enable an expansion of the trade volume depending on the price elasticities and preferences in foreign markets. In markets where citizens are critical of GM ingredients in their food production systems, consumers will not fully benefit from the lower prices on GM crops. Furthermore, resources will be retained in the relatively less productive non-GM sectors in these regions. However, as is the case with organic food production, this would simply be a reflection of consumer preferences and hence not welfare-reducing.

What production and trade results emerge from the NRT empirical analysis?

The expected increase in production of the genetically modified crops is borne out in the empirical results for all regions of the NRT model as a direct consequence of the assumed increase in factor productivity. (In the interests of space, the figures showing the results in Nielsen, Robinson and Thierfelder (2000) are not reproduced here.) Due to the relative decline in productivity in the non-GM sectors, production of conventional coarse grain and oilseeds declines. Attention here focuses on the effects on overall trade and bilateral trade patterns for selected regions should citizens in High-income Asia and Western Europe become increasingly critical of GM crops, and hence these crops become correspondingly worse substitutes in production in these two regions.

As expected, the North American region is very sensitive to changes in preferences toward GMOs because it is the world's largest exporter of both oilseeds and coarse grain, and it is particularly dependent on the GM-critical markets for these exports. Total exports of the GM varieties decline as GM and non-GM substitutability worsens in the GM-critical regions, and this is particularly so for oilseeds because almost 80% of North American oilseeds exports are initially sold in these markets, whereas the share is less than 60% for coarse grain. In response to the changing preferences, exports of the non-GM varieties are boosted. These changes are reflected in North America's production results. Western Europe is an important *importer* of oilseeds. At the extreme, where Western Europeans are unconcerned about the GM or non-GM status of crops used in production, imports increase dramatically as the lower world market prices are exploited. As substitutability is reduced, GM-imports and production plunge while non-GM imports and production increase. The reduction of total GM oilseed imports occurs at a slower rate than for total GM cereal grain imports, due to the initial high dependence on oilseed imports from regions that are intensive users of GM varieties. Fur-

thermore, as the Western European market becomes more difficult to penetrate, the import prices on GM products faced by Europeans decline. This tendency works against the effect of the preference shift.

What about the trade results for the developing country regions? Starting with oilseed exports from South America and Sub-Saharan Africa, the initial increase in total GM oilseed exports from these regions due to the factor productivity shock is reduced as preferences in High-income Asia and Western Europe turn against GMOs. Exports are directed away from the GM critical regions and spread evenly over the other importing regions. Of South America's total oilseed exports, 84% are initially sold on GM critical markets as compared with 58% of oilseed exports from Sub-Saharan Africa. The adjustment in total GM oilseed exports is therefore relatively larger for South America. As expected, the exports of non-GM oilseeds from these two regions are generally being diverted toward the GM-critical regions and away from other regions. A noteworthy exception is that non-GM oilseed exports to North America also increase marginally as the other high-income countries become more critical of GMOs. Production of non-GM products increases mainly to serve the markets in Western Europe and High-income Asia if citizens there become increasingly critical of GMOs but, given a high yet imperfect substitutability between the two varieties in the other regions, there is scope for selling both varieties in these markets as well.

Both South America and Sub-Saharan Africa depend on imports for almost one-tenth of their total cereal grain absorption. However, in terms of sources, South America depends almost entirely on North America for its imports, while imports into Sub-Saharan Africa come from North America (50%), Western Europe (16%), and the Rest of World (28%). Because citizens of South America and Sub-Saharan Africa are assumed to be uncritical of GMO content, *total* GM cereal grain imports increase as preferences in Western Europe and High-income Asia turn against GMOs. This is because GM exports are now increasingly directed to non-critical markets (i.e. *fewer* markets), and so the import price declines even further than the price decline due to the factor productivity shock. Imports of GM crops from the GM critical countries of course decline drastically as production of GM crops in these regions declines. For the non-GM varieties, imports from the GM-critical regions increase marginally as substitutability in those regions worsens. Given competition from increased supplies of GM crops, prices of non-GM crops also fall, and so South America and Sub-Saharan Africa also face declining prices on non-GM imports from the GM-critical regions as preferences shift.

Low-income Asia is a net importer of both oilseeds and cereal grains. Most of these imports (89% of oilseeds and 83% of cereal grains) come from North and South America. Total imports of GM crops into this region increase slightly as preferences turn against GMOs in Western Europe and High-income Asia. Once again, this is because the redirection of GM export crops means increased supplies on fewer markets and hence prices decline even further. The flow of non-GM imports into Low-income Asia is relatively unaffected by the preference changes in the GM-critical regions because the bulk of oilseed imports initially comes from the Americas. In terms of bilateral flows, there are marginal increases in non-GM imports from Western Europe since imports from these regions must compete with GM crops in a GM-indifferent market.

How large are the price wedges between GM and non-GM varieties?

The bilateral trade results summarized above show that trade diversion is significant. As preferences in High-income Asia and Western Europe turn against GM varieties, trade of GM-varieties expands in the GM-indifferent markets, while non-GM sales decline in those markets. At the same time, non-GM exports are redirected toward the GM-critical regions. In other words, markets adjust to accommodate the differences in tastes across countries. This favorable outcome is driven by the price differential that results between the two crop varieties. The price wedges that arise as a consequence of the different levels of factor productivity in GM and non-GM crop production are between 4.0% and 6.6%, varying across crops and regions. In the GM critical regions, the non-GM/GM price ratio increases as citizens there become increasingly skeptical. This tendency is weaker for cereal grains in Western Europe because this region is not as strongly engaged in international trade in this crop as it is in oilseeds. In North America, the price wedge is generally small, and it declines as GM and non-GM substitutability worsens in the other high-income countries. Given that North America is the world's largest producer and exporter of both crops, the high degree of substitutability between GM and non-GM crops in this region means that prices of *both* varieties decline – the GM price declines due to the productivity shock, while the non-GM price declines because of increased competition in the GM-indifferent markets. Furthermore, in an effort to retain access to the GM critical markets, North American production of non-GM varieties increases as citizens of the GM critical regions become increasingly skeptical of GMOs.

With the exception of oilseeds in South America, the price wedges in the developing countries are *unaffected* by the preference changes in the Western Europe and High-income Asia. Thus it is the productivity differential that determines the price wedge in developing countries, not preference shifts in the GM critical regions. When developing countries are indifferent to the GM content of agricultural products (whether produced domestically or imported) and obtain most of their imports from countries that are extensive adopters of GM crops, they gain substantially from lower import prices.

What are the effects on economic welfare in the different regions?

Global economic welfare (i.e. absorption) is estimated by the NRT model to increase by US\$12 billion per year when GM coarse grain and oilseed production processes experience a 10% primary factor productivity increase, given the assumed regional shares of GM and non-GM varieties. As preferences in Western Europe and High-income Asia turn against GM varieties, this increase is reduced to \$11 billion. South America, North America, and Low-income Asia are the main beneficiaries of the factor productivity increase. This is because all of them are assumed to be intense adopters of the productivity-increasing crop varieties. North America gains as the major producer and exporter of both crops. The total absorption gain in this region is reduced, but only by 5% relative to the high substitutability experiment, as a consequence of changing preferences in its important export markets in Western Europe and High-income Asia. However, as with the import ban and preference shift scenarios using the GTAP model above, these results also show that the ‘costs’ of the preference changes are borne mainly by the GM-critical regions themselves, with the gains made in High-income

Asia (in terms of lower import prices) basically disappearing. In Western Europe, the initial boost in total absorption is cut in half. In particular, the increases in total absorption in *all* the developing country regions are *not* affected by the preference changes in the GM-critical regions. Low-income Asia is the major beneficiary in absolute terms, being both a net importer of the two crops and basically indifferent as to GM content. Hence the region benefits from substantially lower import prices on GM crops. Despite the high dependence on the GM critical regions for its exports of oilseeds, the increase in total absorption in South America is unaffected by the preference changes there because bilateral trade flows adjust well – trade diversion offsets the effects of demand shifts in the GM-critical regions. In Sub-Saharan Africa the gains are small in absolute terms, mainly due to the small share of these particular crops in production and trade, but they are also unaffected by preference changes in GM-critical regions.

Conclusions

What have we learned? First, the potential economic welfare gains from adopting GMO technology in even just a subset of producing countries for these crops is non-trivial. In the cases considered in the first scenario using the GTAP model it amounts to an estimated \$9.9 billion per year for coarse grain and oilseeds. Moreover, developing countries would receive a sizeable share and possibly the majority of those gains – more so the more of them that are capable of introducing the new GM technology. The size of these gains, especially for developing countries, are such that policy makers should not ignore them when considering policy responses to appease opponents of GMO technology.

Second, the most extreme use of trade restrictions by Western Europe, namely an import ban on GM crops, would be very costly in terms of economic welfare for the region itself – a cost which governments in the region need to weigh against the perceived benefits to voters of adopting the precautionary principle in that way. Imposing a ban prevents European consumers and intermediate demanders from gaining from lower import prices, domestic production of corn and soybean would be forced to rise at the expense of other farm production, and hence overall allocative efficiency in the region would be worsened. In the case modelled the GM-adopting regions still enjoy welfare gains due to the dominating positive effect of the assumed productivity boost embodied in the GM crops, but those gains are reduced by the import ban as compared with the scenario in which GM crops are traded freely. To the extent that some developing and other countries do not adopt GM crops (by choice or otherwise) and they can verify this at the Western European borders, our results suggest it is possible they could gain slightly in gross terms from retaining access to the GMO-free markets when others are excluded. Whether they gain in net terms would depend on the cost of compliance with European regulations.

Third, even if many consumers in Western Europe are concerned about GMOs, the results suggest that letting consumers express that preference through the market reduces the welfare gains from the new technology much less than if a ban on GMOs is imposed in Europe. The results also suggest, however, that developing countries that do not gain access to GM technology may be slightly worse off in terms of economic welfare if they cannot guar-

antee that their exports entering the Western European markets are GMO-free. For these countries, a complete segregation of GMO-inclusive and GMO-free markets may be a way in which they could reap benefits from selling ‘conventional’ products to GM-critical consumers in industrialised countries.

This leads to the fourth conclusion based on the NRT model results, which indicate how global markets are likely to adjust to such segregation, in the sense that non-GM exports are diverted to the GMO-critical regions while GM-exports are diverted to the indifferent regions. Price differentials are significant, but tempered by commodity arbitrage. In particular, in certain GMO-favourable regions, the prices of the non-GM varieties also decline because of the high degree of substitutability between the GM and non-GM varieties in domestic use and increased production to supply critical consumers. In the GMO-critical regions, the price differentials reflect minor increases in supply of the non-GM products and marked declines in supply of GMO varieties. An important aspect of these results is that developing countries are also responsive to these GM preferences, and redirect their trade flows among partners accordingly. But this favourable outcome would require the relative price premium on the non-GM products to be sufficient not only to outweigh the productivity growth foregone by not adopting GMOs but also to cover the potentially significant costs of compliance.

The ‘realism’ of the above quantitative results is limited by the lack of empirical data and incomplete knowledge of the effects of GM crops. The analysis has had to be based on simple assumptions about the productivity impact of introducing genetically modified crops in the agricultural production system, and any externalities have been ignored. To do better, more data is needed on the likely nature and size of the productivity gains and any externalities (positive as well as negative) in the various sectors of different countries.

The global models used assume perfect competition in all markets, and neither separates out the (relatively tiny) markets for agricultural research and for crop seeds. Furthermore, GMO technology is raising the incentive for vertical integration of firms involved in producing the biotechnology, the germplasm, the seeds, and some of the chemical inputs such as pesticides. Also, if GM crops are to be marketed separately from conventional crops, that may alter merger/acquisition incentives for grain-marketing firms in terms of horizontal integration, and in terms of their involvement in the feed-livestock complex. Less likely is that firms in either of these sectors might also be attracted to vertically integrate into food retailing if enough supermarket chains chose to not stock GM foods. Changes to firm concentration ratios in those sectors could well alter the extent to which they can capture monopolistic rents within the food chain, thereby altering the size of the gains from this technology enjoyed by farmers and final consumers. More-complex modelling would be needed to estimate the distributional and overall welfare consequences of such possibilities.

Sammendrag

Anvendelsen af geneteknologi i landbrugs- og fødevareproduktionen er fortsat kontroversiel. Bekymringerne vedrører de ukendte og potentelt skadelige effekter på miljøet og sundheden. De fleste skeptikere ønsker som et minimum, at produkter, der kan tænkes at indeholde genmodificerede organismer (GMO'er), mærkes, mens de mest ekstreme modstandere helst ser,

at genteknologien slet ikke anvendes i fødevareproduktionen. Dette synspunkt står i skarp kontrast til anvendelsen af GMO'er i den farmaceutiske industri og har i nogle tilfælde overdøvet diskussionen af de positive egenskaber ved den nye teknologi.

Denne artikel undersøger de økonomiske konsekvenser på globalt plan af en mere udbredt anvendelse af genmodificerede afgrøder i udvalgte (ikke-europæiske) lande i lyset af forskellige reaktioner hos de europæiske forbrugere, da disse endnu er de mest skeptiske samt forskellige politikvalg. Dette gøres ved hjælp af empiriske modeller af den globale økonomi. Mere specifikt analyseres konsekvenserne af en antaget produktivitetsstigning i majs- og sojaproduktionen i udvalgte lande. Disse resultater sammenlignes med, hvad de ville være hvis (a) politikerne i Europa vælger at forbyde forbruget og dermed importen af disse afgrøder fra lande som bruger genteknologien, eller (b) importforbudet ophæves, men til gengæld boykotter nogle af forbrugerne i Europa produkter, som kan tænkes at være genmodificerede. Til sidst analyseres effekterne af etableringen af adskilte produktion- og markedssystemer for henholdsvis genmodificerede og ikke-genmodificerede majs og soja.

Literature

- Anderson K, Nielsen CP, Robinson S & Thierfelder K.* 2000. Estimating the Economic Effects of GMOs: the Importance of Policy Choices and Preferences. Paper prepared for the 4th International Conference on the Economics of Agricultural Biotechnology, Ravello, Italy, 24-28 August 2000.
- Anderson K & Nielsen CP.* 2000. 'GMOs, Food Safety and the Environment: What Role for Trade Policy and the WTO?' Plenary Paper presented at the Triennial Conference of the International Association of Agricultural Economists, Berlin, 13-18 August.
- Hertel TW.* 1997 (ed.). Global Trade Analysis: Modelling and Applications. Cambridge and New York: Cambridge University Press.
- James C.* 1997. Global Status of Transgenic Crops in 1997. ISAAA Briefs No. 5. International Service for the Acquisition of Agri-biotech Applications. Ithaca, New York.
- James C.* 1998. Global Review of Commercialized Transgenic Crops: 1998. ISAAA Briefs No.8. International Service for the Acquisition of Agri-biotech Applications. Ithaca, New York.
- James C.* 1999. Global Status of Commercialized Transgenic Crops: 1999. ISAAA Briefs No.12: Preview. International Service for the Acquisition of Agri-biotech Applications. Ithaca, New York.
- Lewis JD, Robinson S & Thierfelder K.* 1999. After the Negotiations: Assessing the Impact of Free Trade Agreements in Southern Africa. TMD Discussion Paper 46. September. International Food Policy Research Institute, Washington, D.C.
- McDougall RA, Elbehri A & Truong TP.* 1998. (eds.) Global Trade, Assistance, and Protection: The GTAP 4 Data Base. Center for Global Trade Analysis, Purdue University, West Lafayette.
- Nelson GC, Josling T, Bullock D, Unnevehr L, Rosegrant M & Hill L.* 1999. The Economics and Politics of Genetically Modified Organisms: Implications for WTO 2000. With Julie Babinard, Carrie Cunningham, Alessandro De Pinto and Elisavet I. Nitsi. Bulletin

809. College of Agricultural, Consumer and Environmental Sciences, University of Illinois at Urbana-Champaign, November.

Nielsen CP & Anderson K 2000a. "GMOs, Trade Policy, and Welfare in Rich and Poor Countries". Paper presented at the World Bank Workshop on Standards, Regulation and Trade, Washington, D.C., 27 April. (Forthcoming in condensed form in Quantifying Trade Effects of Technical Barriers: Can it be Done? edited by Keith Maskus and John Wilson, Ann Arbor: University of Michigan Press.)

Nielsen CP & Anderson K. 2000b. "Global Market Effects of Alternative European Responses to GMOs". CIES Discussion Paper 0032, Centre for International Economic Studies, University of Adelaide, July. (Forthcoming in Weltwirtschaftliches Archiv, No.2, 2001.)

Nielsen CP & Anderson K. 2000c. "Global Market Effects of Adopting Transgenic Rice and Cotton". mimeo, Centre for International Economic Studies, University of Adelaide, July.

Nielsen CP, Robinson S & Thierfelder K. 2000. "Genetic Engineering and Trade: Panacea or Dilemma for Developing Countries?" Paper presented at the Third Annual Conference on Global Economic Analysis, Monash University, 28-30 June. (Available as Discussion Paper No. 55, Trade and Macroeconomics Division, International Food Policy Research Institute (IFPRI), Washington, D.C.)

OECD. 1999. Modern Biotechnology and Agricultural Markets: A Discussion of Selected Issues and the Impact on Supply and Markets. Directorate for Food, Agriculture and Fisheries. Committee for Agriculture. AGR/CA/APM/CFS/MD(2000)2, Paris: OECD.

UNEP. 2000. Cartagena Protocol on Biosafety to the Convention on Biological Diversity. <http://www.biodiv.org/biosafe/biosafety-protocol.htm>

USDA. 1999. 'Impact of Adopting Genetically Engineered Crops in the U.S.– Preliminary Results'. Economic Research Service, USDA. Washington, D.C., July.

USDA. 2000. Biotech Corn and Soybeans: Changing Markets and the Government's Role. April 12, 2000. <http://ers.usda.gov/whatsnew/issues/biotechmarkets/>

Isolation, characterization and functional analysis of cereal homologues to the Beta procumbens nematode resistance gene Hs1^{pro1}

Isolering, karakterisering og funktionel analyse af cereale homologer til Beta procumbens (Vild roe) nematoderesistens gen Hs1^{pro1}

Søren Borg, Christopher Taylor og Preben Bach Holm

Danmarks JordbruksForskning

Afdeling for Plantbiologi

Forskningscenter Flakkebjerg

DK-4200 Slagelse

Summary

To identify cereal homologues to the *Hs1^{pro-1}* gene, a database search was performed for different regions of the predicted protein sequence. This resulted in the identification of four EST clones from rice. These clones were purchased, sequenced and shown by sequence comparisons to be the same gene. One of these comprised a full-length rice cDNA of 1422bp. Alignment of the *B. procumbens*, *Arabidopsis* and rice derived protein sequences revealed a number of conserved regions. Degenerated primers were designed for these conserved regions and utilized for a PCR based amplification to identify homologous genes in barley and wheat. PCR amplification products were obtained from both the barley cultivar Alexis and the wheat cultivar Bob White and shown to comprise the 3'region of the gene. Subsequently five genomic barley clones were isolated by screening a genomic library with the Alexis fragment as a probe. Subcloning and sequencing showed that all clones contained the same gene. A 7.5 kb long fragment was sequenced and shown to contain a large 5'upstream region, the structural gene and a 3'downstream sequence. Structural analysis showed that the gene has a coding region of 1401 bp. As in *B. procumbens* there are no introns in the coding sequence. Comparisons of the derived protein sequence for the barley and rice coding region revealed a 83% identity. Both genes show about 50% amino acid sequence identity with the *B. procumbens* derived protein sequence. Furthermore, the barley and rice derived protein sequences possess the same structural features as the *B. procumbens*, a putative membrane spanning region and a leucine rich repeat region. The genes show no obvious homology to other known genes.

Promoter sequence analysis revealed two *cis*-elements identical to the DRE (dehydration-responsive element), involved in drought, salt and low-temperature stress induced gene expression (K. Yamaguchi-Shinozaki; K. Shinizaki, 1994). The elements are positioned 2.4 kb upstream of the start codon. Genomic Southern analysis of the rice and barley genes under high stringency indicated that they are single copy genes or possibly a small family of related genes.

The coding region from the barley cultivar Alexis and rice was isolated by PCR to be used for expression and transgene analyses.

Aim of the project

Plant parasitic nematodes invade a wide range of our agricultural crop plants, causing severe damage on productivity. It is estimated that on a worldwide scale parasitic nematodes cost the agriculture approximately U.S. \$ 80 billion per annum.

The wild relative, *Beta procumbens*, to the cultivated sugarbeet, *Beta vulgaris* shows an efficient resistance to the nematode *Heterodera schachtii*. In 1997 Cai *et al.* reported the isolation and cloning of a nematode resistance gene, termed *Hs1^{pro-1}* from this species, the first cloning of a nematode resistance gene in plants. Two additional resistance genes appear to be present (Kleine *et al.*, 1998; Sandal *et al.*, 1997). The present project is addressed to the isolation and characterization of cereal homologues to the *Beta procumbens Hs1^{pro-1}* nematode resistance gene.

Mapping

The barley genes were mapped at the level of the chromosome arm using the Betzes wheat/barley addition lines. Both Southern and gene specific PCR reveal that the gene is located on the long arm of chromosome 3. This implies that the barley *Hs1^{pro-1}* homologue is different from the well-known *Ha2* nematode resistance gene in barley that is known to reside on the long arm of chromosome 2 (Andersen and Andersen, 1973; Kretchmer *et al.*, 1997; Barr *et al.*, 1998).

In addition, the PCR mapping revealed a fainter band on chromosome 6. Fairly stringent Southern analysis on the wheat/barley addition lines confirms the presence of a homologue gene to *Hs1* on chromosome 6. We are currently cloning this gene by using a PCR based approach.

Expression analyses

In *B. procumbens* the *Hs1^{pro-1}* gene is mainly expressed in the root and is induced upon nematode attack. On Northern blots of poly A RNA from leaves and roots of wild type barley we found conclusive evidence for a 1.5 kb transcript. The transcript was more abundant in roots than leaves.

Furthermore, to our surprise, the transcript appears to be down regulated by salt stress. Similar expression patterns are evident in RT-PCR analyses.

Functional analysis in transgenic plants

Transformation experiments with the cereal *Hs1^{pro-1}* homologues are well underway in *Arabidopsis* and barley. The rice and barley genes, controlled by the constitutive 35S-promoter have been introduced into *Arabidopsis*. In collaboration with Danisco Seeds in Holeby several lines comprising 10 individuals each are at present tested for improved nematode resistance. For the barley transgene experiments we use the malting spring barley cultivar Golden Promise, which is known to be susceptible to the cereal nematode *Heterodera*

avenae. Constructs have been generated consisting of the rice and barley *HsI^{pro-1}* homologues under control of the rice actin promoter while the maize ubiquitin promoter is used for driving expression of the *B. procumbens* *HsI^{pro-1}* gene. Transformation is achieved using particle bombardment and the *bar*-Bialaphos selection technique. Transgenic barley plants are underway.

Sammendrag

Planteparasitiske nematoder er rundorme, der lever i jorden og angriber og snylter på rødderne af en bred vifte af vore afgrøder. På verdensplan er det anslået, at nematodeangreb giver et udbyttetab i størrelsesordenen 80-100 milliarder US dollars om året. Plantenematoder kan klassificeres på basis af deres fødeindtagelsesmønster. De største skadevoldere er de sedentære endoparasitter, som rod cystenematoderne af slægterne *Heterodera* og *Globodera* samt rodknudenematoderne af arten *Meloidogyne*. Unge individer af disse arter invaderer planternes rødder og arbejder sig frem til det vaskulære væv, hvor de inducerer et multikerne fødekanter eller et multicelle syncytium, hvorfra de indtager deres føde. Nematoderne kan bekæmpes kemisk, men de eksisterende nematicider er alle meget giftige og derfor forbudt i Danmark og en række andre lande. Den bedste og mest vedvarende løsning på problemet vil være at udvikle resistente planter. Adskillige plantearter besidder gode nematoderesistensgener. I dansk landbrug anses nematoder ikke at være et problem i byg og hvede, dels på grund af tilstedevarelsen af resistensgener, dels på grund af sædkifter, der begrænser ophobningen af cyster i jorden. I afgrøder som gulerødder, kartofler, roer og havre er der imidlertid ofte problemer.

I mange år har man vidst, at den vilde roe *Beta procumbens* har effektive nematoderesistensgener. Via et omfattende europæisk forskningsprogram lykkedes det at isolere et af den vilde roes resistensgener *HsI^{pro1}*, det første eksempel på isolering af et nematoderesistensgen fra planter (Cai *et al.*, 1997). I samarbejde med Kjeld Marcker, Århus Universitet og Priyavadean Joshi, Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole er vi godt inde i et 3-årigt rammeprøgram, der har til formål at isolere nematoderesistensgener samt karakterisere resistensresponset. Vores projekt ved Danmarks JordbrugsForskning har til opgave at isolere homologe gener til roegenet *HsI^{pro1}* fra byg og hvede, samt at indsætte og overudtrykke disse gener i byg. Dette gøres ved brug af en partikelkanon, der skyder guldstøv, der er beklædt med DNA, ind i bygplantens celler. De frembragte transgene linier skal efterfølgende evalueres for deres evne til modstå nematode angreb.

Arbejdet er gået planmæsigt, og der er opnået betydelige resultater. Forbavsende nok har det vist sig, at såvel to- som enkimbladete planter indeholder mindst et og sandsynligvis to gener, der har en betydelig homologi til *HsI^{pro1}* fra *B. procumbens*. Vi har således isoleret det et gen fra byg og de kodende regioner af de homologe gener fra ris, hvede og rajgræs. I promotorsekvensen til byggenet er identificeret to regulerende elementer, der indikerer, at genet er reguleret gennem abiotiske stressfaktorer som salt og tørke. Vi har kortlagt byggenets placering til kromosom 3, hvilket viser, at det er forskelligt fra hidtidigt kendte nematoderesistensgener fra byg, idet disse ligger på kromosom 2.

I samarbejde med Danisco Seeds, Holeby har vi undersøgt *Arabidopsis* planter transformert med rishomologen til *HsI^{pro1}* og fundet gode indikationer på, at planterne har en forbedret nematoderesistens. Ligeledes tyder foreløbige resultater på en bedre saltresistens.

Litteratur

- Andersen S & Andersen K.* 1973. Linkage between marker genes on barley chromosome 2 and a gene for resistance to *Heterodera avenae*. *Hereditas* xx, 271-276.
- Barr AR, Chalmers KJ, Karakousis A, Kretschmer JM, Manning S, Lance RCM, Lewis J, Jeffries SP & Langridge P.* 1998. RFLP mapping of a new cereal cyst nematode resistance locus in barley. *Plant Breed.* 117, 185-187.
- Cai D, Kleine M, Kifle S, Harloff HJ, Sandal NN, Marcker K, Klein-Lankhorst RM, Salentijn EMJ, Lange W, Stiekema WJ, Wyss U, Grundler FMW & Jung C.* 1997. Positional cloning of a gene for nematode resistance in sugar beet. *Science* 275, 832-834.
- Kleine M, Voss H, Cai D & Jung C.* 1998. Evaluation of nematode-resistant sugar beet (*Beta vulgaris* L.) lines by molecular analysis. *Theor. Appl. Genet* 94, 896-904.
- Kretschmer JM, Chalmers KJ, Manning S, Karakousis A, Barr AR, Islam AKMR, Logue SJ, Choe YW, Barker SJ, Lance RCM & Langridge P.* 1997. RFLP mapping of the *Ha 2* cereal cyst nematode resistance gene in barley. *Theor. Appl. Genet.* 94, 1060-1064.
- Sandal NN, Salentijn EMJ, Kleine M, Cai D, Reuver MA, Druten MV, de Bock TSM, Lange W, Steen P, Jung C, Marcker K, Stiekema WJ & Klein-Lankhorst RM.* 1997. Backcrossing of nematode-resistant sugar beet: a second nematode resistance gene at the locus containing *HsI^{pro-1}*? *Molec. Breed.* 3, 471-480.
- Yamaguchi-Shinozaki K & Shinzaki K.* 1994 A novel *cis*-acting element in an *Arabidopsis* gene is involved in responsiveness to drought, low-temperature, or high-salt stress. *Plant Cell* 6, 251-264.

Danske erfaringer med genetisk modificerede herbicidresistente afgrøder

Danish experiences with genetically modified herbicide resistant crops

Kathrine Hauge Madsen

Den Kgl. Vet.- og Landbohøjskole

Center for Bioetik og Risikovurdering

Grønnegårdsvej 8

DK-1870 Frederiksberg

Per Kudsk og Peder Elbæk Jensen

Danmarks JordbruksForskning

Afdeling for Plantebeskyttelse

Forskningscenter Flakkebjerg

DK-4200 Slagelse

Christian Haldrup og Lars Skovbæk Jensen

Landbrugets Rådgivningscenter

Landskontoret for Planteavl

Udkærsvej 15

DK-8200 Århus N

Summary

Danish field trials with genetically modified herbicide resistant crops have been conducted since 1990. The experiments included sugar and fodder beets, spring- and winter varieties of oilseed rape and maize, which have been resistant to either glyphosate or glufosinate. Results from the trials show that these crops are similar to traditional varieties with respect to other traits than weed control. Herbicide resistant crops offer the potential for a more broad spectrum herbicide effect on both grass and broadleaf weeds and more flexibility with respect to timing of the application. Field demonstrations with oilseed rape and fodder beet gave access for the public to see and investigate the experiments, and for fodder beet the demonstration trials were supplemented by a homepage.

Indledning

Herbicidresistente afgrøder har været dyrket siden 1984, hvor den første triazinresistente rapssort (OAC Triton) blev introduceret i Canada. Denne rapssort var frembragt ved traditionelle forædlingsmetoder, idet man havde krydset en triazinresistent Ager-Kål (*Brassica rapa* L.) med en dyrket rapssort (*B. napus* L.) (Hall *et al.*, 1996). I dag er hovedparten af de herbicidresistente afgrøder frembragt ved hjælp af genteknologi. På verdensplan blev der i 2000 dyrket 32,7 mill ha med genetisk modificerede herbicidresistente afgrøder (James, 2000), heraf tegner USA sig for langt den største del, mens Argentina kommer ind på anden pladsen.

I Danmark har genetisk modificerede (GM) herbicidresistente afgrøder været afprøvet i marken siden 1990, hvor de første glyphosatresistente sukkerroer blev udsat på Lolland (Steen & Pedersen, 1993). Siden 1999 har der været et reelt stop for nye godkendelser af genetisk modificerede afgrøder, først på grund af en etårig frivillig tænkepause indgået mellem de danske myndigheder og industrien, og siden på grund af erklæringer underskrevet af hovedparten af EU's medlemsstater, som bevirker, at der ikke godkendes nye GM-afgrøder, før et nyt direktiv, som regulerer forsøgsudsætning og markedsføring af GM organismer, er vedtaget. De afgrøder, som er godkendt i EU-systemet, kan dog allerede på nuværende tidspunkt dyrkes, men dette sker indtil videre kun i mindre udstrækning. I 1999 blev der således dyrket ca. 30.000 ha med genetisk modifieret majs i Spanien samt mindre arealer i Portugal og Tyskland. I 2000 er der udelukkende kommersiel dyrkning af ca. 18.000 ha i Spanien, samt mindre arealer med storskalaftorsøg i Tyskland og Storbritannien (www.transgen.de).

Endnu dyrkes ingen herbicidresistente afgrøder kommersielt i Danmark, og derfor er de erfaringer, vi drager i de følgende afsnit, primært baseret på forsøgsudsætninger i marken.

Status for forsøg med herbicidresistente afgrøder

Tabel 1 viser de herbicidresistente afgrøder, som har været afprøvet i danske forsøg. De danske myndigheder registrerer genetisk modificerede afgrøder, for hvilke der er ansøgt om udsætningstilladelse i Danmark, men såfremt sorten efterfølgende bliver godkendt til markedsføring, falder den udenfor myndighedernes kontrol, og godkendte herbicidresistente linier af vinter- og vårraps samt majs har således været afprøvet i Danmark.

Tabel 1. Udsætninger af genetisk modificerede herbicidresistente afgrøder i Danmark (kilder: personlig meddelelse fra Skov- og Naturstyrelsen, involverede firmaer og institutioner; www.gendebat.dk). Field experiments with genetically modified herbicide tolerant crops in Denmark (sources: personal communication with the Danish Forest and Nature Agency, involved companies and institutions).

Afgrøde	Egenskab/ Resistens	Ansøger ¹	Forsøgs- uds.	Lokali- teter	Formål ²
Sukkerroe	glyphosat	Danisco	1990-92	1/år	SP, U, B, K
			1993	3	SP, U, B, E
			1994	1	SP, U, B, FR
Sukker- og foderroe	glyphosat	Danisco og DLF-Trifolium	1995	3	SP, U, B
			1996	4	SP, U
			1997	9	SP, U, SO
			1998	15	SP, U, SO
Sukkerroe	glufosinat	Aventis	1998	3	SP
	glyphosat	Danisco	1999	9	SP, U, SO
	glufosinat	Aventis		5	SP, SO
	glyphosat	Danisco	2000	4	SP, U
	glufosinat	Aventis		1	SP
Foderroe	glyphosat	DLF-Trifolium	1999	20	SP, U, D, M
			2000	10	D, FÆ, FO
Vårraps ³	glufosinat (hansteril)	Aventis m fl. ⁴	1993	1	K, M
			1994	2	K, B, M
			1996-98	4/år	FACTT (DT, SP)
			1999	1	FACTT (SP)
Vinterraps ³	glufosinat (hansteril)	Aventis	1996-98	4	FACTT (SP, DT)
			1998-99	4	FACTT (SP, DT), +SO
			99-2000	2	SO
Majs ³	glufosinat	Aventis	1999- 2000	2/år	SP, D

¹Nuværende navn

²SP=sprøjteforsøg, U=udbytteforsøg, B=blomstringsforsøg, K=konkurrenceforsøg, FR=fryseforsøg, E=etableringsforsøg, SO=sortsforsøg, D=demonstrationsforsøg, FO=fodringsforsøg, M=miljøvirkning,

FÆ=forædling, DT=dyrkningsteknisk

³Vår- og vinterrapssorterne I FACTT-projektet og majs er godkendt til dyrkning i EU

⁴KVL, Forskningscenter Risø og DMU

Ukrudtsbekämpelse i herbicidresistente afgrøder

Ved Danmarks JordbrugsForskning er der som led i effektivitetsafprøvningen af herbicider udført markforsøg i bederoer, majs og vårraps. I bederoer er der gennemført forsøg både med glyphosat- og glufosinatresistente sorter, mens der i majs og vårraps kun er gennemført markforsøg i glufosinatresistente sorter.

Tabel 2 viser effekterne på en række almindeligt forekommende ukrudtsarter i bederoer ved anvendelse af henholdsvis glyphosat, glufosinat og traditionelle roeherbicider. Med glyphosat er der fundet høj effekt ved alle doseringer, hvorimod der med glufosinat er observeret en klar doseringsrespons over for en række ukrudtsarter, som man også ser med de traditionelle roeherbicider. Såfremt man antager, at de i forsøgene anvendte normaldoseringer udløser samme behandlingsindeks, så kan det forventes, at dyrkning af specielt glyphosatresistente bederoer vil resultere i en noget lavere behandlingshyppighed, end tilfældet er i dag. Da glyphosat også har effekt på kvik, vil mange landmænd ligeledes kunne spare en sprøjtning mod denne rodurudtsart, hvilket yderligere vil medvirke til en lavere behandlingshyppighed.

Tabel 2. Effekt af glyphosat, glufosinat og en standardløsning over en række almindeligt forekommende ukrudtsarter i bederoer (delvist efter Jensen, 1998). Effect of glyphosate, glufosinate and a standard herbicide mixture on various weed species (partly after Jensen, 1998).

Ukrudtsart	Glyphosat N=3 X 2 l/ha			Glufosinat N=3 X 2 l/ha			Standardløsning ¹ N=3-split	
	1/4N	1/2N	1/1N	1/4N	1/2N	1/1N	1/2N	1/1N
				96(1)	100(1)	100(3)	100(1)	99(5)
Ager-sennep				0(5)	52(5)	81(7)	91(23)	98(49)
Ager-stedmoder	55 (4)	85(4)	97(4)					
Burresnerre	98 (2)	100(2)	100(2)				91(4)	86(7)
Fersken-pileurt	100(1)	99(1)	99(1)	48(2)	96(2)	100(2)	96(4)	96(12)
Fuglegræs	100(1)	100(1)	100(1)	91(3)	96(3)	100(3)	100(13)	100(33)
Hvidmelet gåsefod	99(6)	100(6)	100(6)	68(5)	99(5)	100(7)	99(22)	99(53)
Hyrdetaske				87(3)	96(3)	100(3)	100(7)	100(21)
Korn-valmue	100(1)	100(1)	100(1)	27(1)	92(1)	98(1)	-	97(2)
Liden vortemælk	94(1)	100(1)	98(1)				74(1)	82(1)
Lugtføls kamille	100(5)	100(5)	99(5)	100(3)	100(3)	100(3)	97(12)	98(31)
Mark-forglemmigej				100(1)	100(1)	100(1)	100(1)	99(3)
Snerle-pileurt	85(4)	99(4)	100(4)	22(5)	81(5)	99(8)	93(16)	96(37)
Vej-pileurt	99(3)	100(3)	100(3)	31(4)	79(5)	99(5)	84(5)	88(15)

¹Normaldoseringerne af standardløsningerne bestod af 270-720 g/ha phenmedipham, 240-360 g/ha ethofumesat samt 2100-2115 g/ha metamitron.

Forsøgene i glufosinatresistent majs og vårraps underbygger resultaterne fra bederoeforsøgene, idet der generelt er observeret en meget effektiv bekæmpelse ved anvendelse af fuld dosering (2 x 3 l/ha i majs og 3 l/ha i vårraps), men for en række ukrudtsarter er der konstateret en markant lavere effekt ved anvendelse af halv og kvart dosering.

Som det fremgår af tabel 2, vil dyrkning af glyphosat- eller glufosinatresistente afgrøder ikke betyde, at alle ukrudtsarter bliver lette at bekæmpe. De hidtidige erfaringer har vist, at liden nælde, snerle pileurt, agerstedmoder samt spildplanter af rød- og hvidkløver er de arter, der er mindst følsomme over for glyphosat. Ved anvendelse af glufosinat, er burresnerre, agerstedmoder og liden nælde de ukrudtsarter, der er vanskeligst at bekæmpe. Glyphosat er generelt mere effektivt over for græsukrudt end glufosinat, hvorimod glufosinat har en betydelig bedre effekt end glyphosat overfor hvidkløver.

Sprøjtning på småt ukrudt er en forudsætning for at opnå en tilfredsstillende effekt med de nuværende roherbicider. En anden fordel ved dyrkning af glyphosat- og glufosinatresistente bederoer er, at ukrudtets størrelse forventes at have mindre betydning for effekten, end tilfældet er i dag. Et semi-fieldforsøg, hvor glyphosat blev afprøvet på 19 ukrudtsarter, bekræfter dette, der var dog markante forskelle mellem ukrudtsarterne, idet arter som fuglegræs, agersennep og vej pileurt kunne bekæmpes med den samme dosering uanset planternes udviklingstrin, mens det var nødvendigt at øge doseringen

markant, hvis arter som lugtløs kamille, snerle pileurt og liden nælde blev sprøjtet for sent (Kudsk & Mathiassen, 1998).

Afprøvnings- og demonstrationsforsøg med vår- og vinterraps

Danmarks JordbruksForskning og Landbrugets Rådgivningscenter deltog i perioden 1995-1999 i det såkaldte FACTT-projekt (To Promote Familiarisation and Acceptance of Crops Incorporating Transgenic Technology in Modern Agriculture), som havde til formål at skabe viden, debat og accept af gensplejsede afgrøder i EU. Der deltog i alt 21 partnere fra Frankrig, Belgien, Tyskland, England, Sverige og Danmark i projektet, som blev delvis finansieret af EU. Der blev gennemført 287 parcellforsøg, hvor dyrkning af konventionelle og gensplejsede glufosinatresistente (Liberty Link) sorter af vinter- og vårraps blev sammenlignet, samt 54 demonstrationsforsøg (FACTT, 2000). I tabel 3 er vist antal forsøg fordelt på formål og deltagerlande.

Der har i alle fire år været gennemført demonstrationsforsøg, hvor de gensplejsede sorter blev dyrket ved siden af konventionelle sorter og hybridsorter. I Danmark blev der arrangeret offentlige møder suppleret med markvandring, hvor også pressen var inviteret. Ved disse møder har det været muligt at se, høre om og røre ved de gensplejsede planter, og hvert år har ca. 1000 landmænd deltaget. Det lykkedes kun første år at få TV og radio til at dække arrangementet, men en til to af de landsdækende aviser og landbrugspressen har årligt været til stede. I de øvrige EU-lande har demonstrationsforsøgene primært været fremvist for landmænd. I nogle lande blev forsøgene ødelagt af aktivister.

De gennemførte forsøg viste for sorts- og dyrkningsegenskaberne: fremspiring, etablering, vigør, blomstringstidspunkt, lejesæd sygdomsresistens, udbytte, olie- og proteinindhold ingen sikre forskelle mellem de konventionelle og de glufosinatresistente sorter. De glufosinatresistente sorter er, som andre hybrider, højere end de konventionelle sorter.

Tabel 3. Antal markforsøg med gensplejset glufosinatresistent raps gennemført i FACTT-projektet. Number of field trials with genetically modified glufosinat resistant oilseed rape conducted during the FACTT-project.

	Fran- krig	Bel- gien	Eng- land	Tysk- Land	Dan- mark	Sve- rige	I alt
Sorts- og dyrkningsegen- skaber	10	12	24	6	17	11	80
Ukrudtsbekämpelse	8	10	20	6	15	8	67
Gødskning	10	10	19	6	14	7	66
Sygdomme	0	10	19	10	6	0	45

Såtidspunkt	0	5	9	6	8	1	29
I alt	28	47	91	34	60	27	287
Demonstrationsforsøg	18		14	4	6	12	54

Sprøjting med glufosinat (Liberty/Basta) i de glufosinatresistente sorter viste tilsvarende resultater med hensyn til udbytte, effekt af ukrudtsbekæmpelse og nettomerudbytte som den traditionelle kombination af herbicider. Ligeledes er der ikke fundet forskelle mellem de glufosinatresistente sorter og tilsvarende ikke-gensplejsede sorter med hensyn til effekten af såtid, svampebekæmpelse og stigende mængder kvælstofgødskning.

På baggrund af disse forsøg må man konkludere, at de afprøvede gensplejsede sorter af vår- og vinterraps skal dyrkes på samme måde som øvrige rapssorter, og at de gensplejsede glufosinatresistente sorter kun adskiller sig fra de øvrige sorter ved, at det også er muligt at anvende glufosinat til ukrudtsbekæmpelse.

Afprøvnings- og demonstrationsforsøg med foderroer

I de landøkonomiske foreninger blev i perioden 1996-2000 udført markforsøg og undersøgelser med glyphosatresistente foderroer. I 1999 og 2000 blev undersøgelserne udført som led i et demonstrationsprojekt, hvortil der blev tilknyttet en hjemmeside på internettet. Bag demonstrationsprojektet står Landskontoret for Planteavl, Landbrugets Rådgivningscenter, DLF-Trifolium, Danisco Seed og Monsanto. I 1999 deltog også Landbrugsrådet samt Skov- og Naturstyrelsen.

Formålet med demonstrationsprojektet var: 1) at danne grundlag for en kvalificeret debat om anvendelse af gensplejsede afgrøder i dansk landbrug, 2) at opbygge erfaringer med glyphosat (Roundup Ready) til bekæmpelse af bredbladet ukrudt, 3) at sammenligne herbicidforbrug og behandlingsindeks (BI) i traditionelle foderroesorter og i den glyphosattolerante foderroesort Simplex samt 4) at sammenligne Simplex og traditionelle sorter med hensyn til dyrkningssegenskaber og angreb af skadevoldere.

Forsøgene viste et lavere herbicidforbrug målt som både mængde aktivstof og behandlingsindeks (BI), når glyphosat blev anvendt til ukrudtsbekæmpelse i Simplex foderroer i forhold ukrudtsbekæmpelse med traditionelle roeherbicider. Resultaterne viste desuden, at forbruget af glyphosat kunne reduceres i forhold til de anbefalede doseringer af glyphosat.

Simplex lå udbyttemæssigt på højde med eller lidt over niveauet for traditionelle sorter. Rodens form, dvs. glathed, ensartethed og topskivens placering, var på niveau med traditionelle sorter. Sygdomsangrebene var på samme niveau som for traditionelle sorter. Simplex havde mindre tendens til stokløbning end de traditionelle sorter (Landskontoret for Planteavl, 1996-2000).

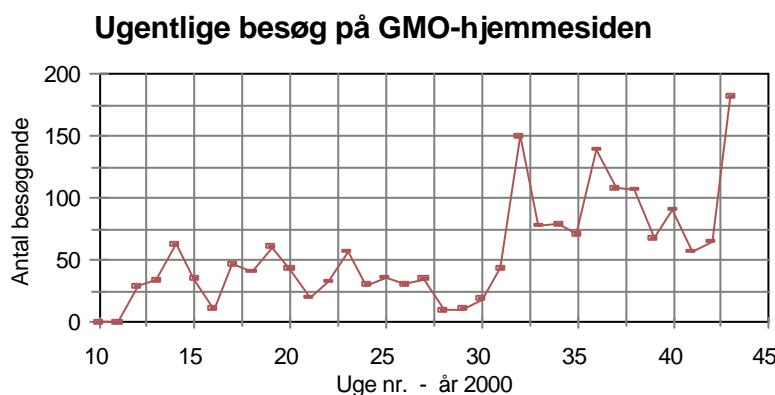
I forbindelse med demonstrationsprojektet blev der oprettet en hjemmeside på internettet (<http://www.gen-foderroe.dk>). Her kan man få oplysninger om genmodificering, hvordan den genmodifi-

cerede foderroe er udviklet, hvilke love og regler, der findes på området, hvor det var muligt at besøge marker, som blev dyrket med genmodificerede foderroer, resultater fra demonstrationsmarkerne samt links til en lang række institutioner og firmaer, der har relationer til genmodificerede afgrøder. Resultaterne fra demonstrationsmarkerne omfattede registreringer af ukrudt, sygdomme, skadedyr, dyrkningsegen-skaber, forbrug af herbicider m.m. Derudover blev der løbende bragt nyhedsbreve med aktuelt fra marken. I 2000 blev der, som en særlig promovering af demonstrationsprojektet, oprettet en slags debatforum for gymnasier, hvor besøgene i demonstrationsmarkerne efterfølgende kunne kommentere det, de så i roemarkerne.

Siden hjemmesidens start i maj 1999 og frem til 1. december 2000 har hjemmesiden haft 9173 besøgende (hits) heraf er 6764 forskellige personer. Der har i gennemsnit været 12 besøg om dagen. Hjemmesiden blev mest besøgt omkring vækstperiodens start i maj og juni, samt ved vækstperiodens slutning i august til november. Langt hovedparten af besøgene på hjemmesiden foregik inden for normal arbejdstid mandag til fredag, hvilket indikerer, at brugerne hovedsagligt har anvendt hjemmesiden i forbindelse med arbejde eller skole.

Gennem Foreningen af Danske Biologer gjorde parterne bag demonstrationsprojektet i sommeren 2000 opmærksom på mulighederne for at bruge demonstrationsarealerne i forbindelse med undervisningen i gymnasier. Her har eleverne haft mulighed for at foretage egne undersøgelser i de genmodificerede foderroer. Efter igangsætningen af ”gymnasieprojektet” i august/september skete der en kraftig stigning i antallet af besøg på hjemmesiden (figur 1).

De henholdsvis 14 og 6 demonstrationsmarker i 1999 og 2000 var fordelt over hele landet. Arrangementer og markvandringer var åbne for alle interessererede og blev annonceret i den lokale presse og gennem landboforeningerne. Begge år blev markerne besøgt af dagbladsjournalister og TV. I 1999 blev antallet af besøgende i GMO-markerne ikke optalt, men et forsigtigt skøn er ca. 3000 personer (K.A. Nielsen, personlig meddelelse). I 2000 benyttede knap 1200 personer muligheden for at besøge markerne med GMO-roer, hvoraf godt halvdelen havde GMO-roerne



Figur 1. Antal ugentlige besøgende på hjemmesiden i år 2000. Number of weekly visitors to the homepage in year 2000.

som det primære besøgsmål (tabel 4). Af de besøgende, som har haft GMO-roerne som primært

besøgsmål, udgjorde gymnasieeleverne hovedparten. Resultatet af den særlige opfordring til gymnasierne viser tydeligt, at man må gøre en aktiv indsats, hvis man vil formidle resultater og skabe en dialog om herbicidresistente afgrøder med andre befolkningsgrupper end landbruget.

Demonstrationsmarkerne har begge år været åbne for interessererde organisationer og institutioner, som kunne lave undersøgelser i markerne. Således har DMU i begge år lavet optællinger af flora og fauna. (www.sns.dk/natur/bioteknologi).

Tabel 4. Antal besøgende i demonstrationsmarker med GMO-foderroer år 2000. Number of visitors in the demonstration fields with GMO-fodder beets year 2000.

	Land-mænd	Gymnasieelever	Landbrugs-skoleelever	Øvrige	Total
Primært besøgsmål	57	349	185	33	624
Sekundært besøgs-mål	255	25	120	140	540

Risikostudier og langsigtede konsekvenser

Ved dyrkning af herbicidresistente planter har der primært været fokus på tre uønskede potentielle effekter: Øget ukrudsproblem som følge af resistent ukrudt, øget forbrug af pesticider og udryddelse af planter i naturlige plantesamfund. En af vejene, hvormed herbicidresistensegenskaben kan overføres til andre planter, er via pollenspredning, og såvel roer som raps kan krydse og producere fertilt afkom med nære slægtninge. Derfor har der været udført en del forsøg, som har haft til formål at kvantificere omfanget og betydningen af denne pollenspredning (Jørgensen & Andersen, 1994; Madsen, 1994; Mikkelsen *et al.*, 1996). Forsøg med konkurrenceevne hos henholdsvis glufosinatresistant raps og glyphosatresistente hybrider mellem roer og strandbede viste, at herbicidresistens ikke ændrede disse planters konkurrenceevne i forhold til konventionelle afgrøder, så længe der ikke blev sprøjtet med det pågældende herbicid (Poulsen, 1995; Madsen *et al.*, 1998). Andre forsøg på Forskningscenter Risø har haft til formål at undersøge, om de frembragte hybrider kunne overleve under markforhold. Hauser *et al.* (1998) fandt, at andengenerations hybrider mellem glufosinatresistant raps og agerkål havde en dårligere overlevelsesevne end forældretyperne, hvilket muligvis forklarer, hvorfor agerkål eksisterer som en selvstændig art.

Et af de argumenter, som er blevet anført mod gensplejsede herbicidresistente afgrøder, har været, at disse på langt sigt kunne give anledning til et øget herbicidforbrug. Da det vil kræve mangeårige forsøg at undersøge dette eksperimentelt, igangsatte Miljøstyrelsen et projekt, som havde til formål at simulere herbicidforbruget i sædkifter med herbicidresistente roer og raps. Disse computersimuleringer viste, at set over en 20 års periode kunne herbicidforbruget i et sædkifte med herbicidresistente roer

nedsættes væsentligt i forhold til et tilsvarende sædkifte med traditionelle roer (Madsen *et al.*, 1996), hvilket stemmer overens med erfaringerne fra effektivitets- og demonstrationsforsøgene. En tilsvarende model for herbicidresistente raps viste modsatrettede tendenser, fordi forbruget målt i kg aktivt stof ikke blev formindsket i forhold til det tilsvarende sædkifte med traditionel raps, men til gengæld var behandlingshyppigheden (beregnet på baggrund af en vurderet normaldosering) væsentligt lavere i sædkifter med herbicidresistente raps (Madsen *et al.*, 1999).

Diskussion og konklusion

De i Danmark opnåede resultater med herbicidresistente afgrøder stemmer fint overens med resultater fra andre lande, hvor disse afgrøder bliver dyrket på store arealer netop på grund af deres dyrkningsmæssige fordele i forhold til konventionelt sprøjtede afgrøder.

Resultaterne viser gode muligheder for at nedsætte herbicidforbruget i roer. I raps vil der være mulighed for at bekæmpe arter, f.eks. agersennep og agerkål, som pt. ikke kan bekæmpes med de traditionelle midler.

Ved dyrkning af såvel roer som raps skal man være opmærksom på at reducere genspredning via pollen og frø, således at egenskaben ikke uønsket spredes. For roers vedkommende vil en fjernelse af stokløbere primo august kunne eliminere problemet. I raps derimod har canadiske undersøgelser vist, at man allerede efter én vækstsæson kunne få problemer med spildplanter, som indeholdt flere resistensmekanismer (multipel resistens), når rapsafgrøder med resistens overfor forskellige herbicider blev dyrket ved siden af hinanden (Hall *et al.*, 2000). Dansk landbrug lægger derfor op til, at der skal tages forholdsregler svarende til de regler, som gælder for fremavl af udsæd for at forhindre uønsket spredning af pollen (Landbrugsrådet, 2000).

Herbicidresistens har ofte været omtalt som en dårlig egenskab at indsætte i planter, da den betinger en afhængighed af herbicider, som i mange øjne er uønskede. Til gengæld er det for den vilde natur nok den egenskab, som er af mindst risiko, idet den ikke giver planter en fordel, med mindre der sprøjtes med det pågældende middel, og med denne synsvinkel forekommer herbicidresistente planter som gode 'modelplanter' for genetisk modificerede planter med andre egenskaber.

Samlet har der været en omfattende dansk forsøgsaktivitet på herbicidresistente planter i perioden 1990-2000, og flere afgrøder er nu enten godkendt til dyrkning eller på vej til en godkendelse. En evt. fremtidig forskningsindsats omkring disse afgrøder bør bl.a. fokusere på, hvad man i praksis kan gøre for at nedsætte risici for uønsket spredning i landbruget, således at man sikrer, at de fordele, disse planter giver, også bevares på langt sigt.

Sammendrag

Siden 1990 har der været lavet markforsøg med herbicidresistente afgrøder i Danmark. Forsøgene har omfattet sukker- og foderroer, vår- og vinterraps samt majs, som har været resistente overfor enten glyphosat eller glufosinat. Erfaringerne fra disse forsøg viser, at disse afgrøder ligner de traditionelle afgrøder, bortset fra at de med hensyn til ukrudtsbekämpelse har en række fordele såsom en bredere

effekt overfor såvel en- som tokimbladet ukrudt og større fleksibilitet med hensyn til sprøjtetidspunkt. Demonstrationsprojekter med raps og foderroer har givet offentligheden adgang til at se og lave undersøgelser i forsøgene, og demonstrationsprojektet for foderroer er yderligere blevet fulgt op af en hjemmeside.

Litteratur

- FACTT.* 2000. FAIR CT-95-0364. To promote familiarization and acceptance of crops incorporating transgenic technology in modern agriculture. Abstract of the Final Report for the period from 01.03.1996 to 28.02.2000. 86 pp.
- Hall JC, Donnelly-Vanderloo MJ & Hume DJ.* 1996. Triazine-resistant crops: The agronomic impact and physiological consequence of chloroplast mutation. In: S Duke ed., *Herbicide- resistant crops*. CRC Press, Boca Raton, Fl. USA. Pp. 107-126.
- Hall LM, Huffman J & Topinka K.* 2000. Pollen flow between herbicide tolerant canola (*Brassica napus*) is the cause of multiple resistant canola volunteers. WSSA Abstracts, 2000 meeting of the Weed Science Society of America Vol. 40. 48.
- Hauser TP, Jørgensen RB & Østergård H.* 1998. Fitness of backcross and F₂ hybrids between weedy *Brassica rapa* and oilseed rape (*B. napus*). *Heredity*, 81. 436-443.
- James C.* 2000. Preview Global review of commercialized transgenic crops: 2000. ISAAA Briefs No 21-2000. 18 pp.
- Jensen PE.* 1998. Doseringsbehov ved kemisk ukrudtsbekämpelse i almindelige og glyphosatresistente afgrøder. 15. Danske Planteværnskonference – Ukrudt. DJF rapport nr. 2. 115-123.
- Jørgensen RB & Andersen B.* 1994. Spontaneous hybridization between oilseed rape (*Brassica napus*) and weedy *B. campestris*: a risk of growing genetically modified oilseed rape. *American Journal of Botany*, 81. 1620-1626.
- Kudsk P & Mathiasen SK.* 1998. Ukrudtsbekämpelse i glyphosatresistente bederoer – betydningen af ukrudtets størrelse. 15. Danske Planteværnskonference – Ukrudt. DJF rapport nr. 2. 125-132.
- Landbrugsrådet.* 2000. Landbrug, fødevarer og geneteknologi. Landbrugets holdning til anvendelse af geneteknologi i landbrug og fødevareproduktion. Landbrugsrådet februar 2000. 31 pp.
- Landskontoret for Planteavl.* 1996-2000. Oversigt over Landsforsøgene. Forsøg og undersøgelser i de landsøkonomiske foreninger. Landbrugets Rådgivningscenter, Århus, Danmark.
- Madsen KH.* 1994. Weed management and impact on ecology of growing glyphosate tolerant sugar-beets (*Beta vulgaris* L.). PhD-thesis. The Royal Veterinary and Agricultural University. Denmark.
- Madsen KH, Blacklow WM & Jensen JE.* 1996. Simulation of herbicide-use in a crop rotation with transgenic herbicide resistant sugarbeet. Proceedings of the Second International Weed Control Congress. 1387-1391.
- Madsen KH, Poulsen GS, Fredshavn JR, Jensen JE, Steen P & Streibig JC.* 1998. Competition studies of hybrids between seabebet (*Beta maritima* L.) and transgenic sugarbeet (*Beta vulgaris* L.). *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B, Soil and Plant Science*, 48. 170-74.

- Madsen KH, Blacklow WM, Jensen JE & Streibig JC.* 1999. Simulation of herbicide use in transgenic herbicide tolerant oilseed rape. *Weed Research*, 39. 95-106.
- Mikkelsen TR, Andersen B & Jørgensen RB.* 1996. The risk of crop transgene spread. *Nature*, 380. 31.
- Poulsen GS.* 1995. Weediness of transgenic oilseed rape, evaluation methods. PhD-thesis. The Royal Veterinary and Agricultural University. Denmark.
- Steen P & Pedersen HC.* 1993. Gene transfer for herbicide resistance. *Journal of Sugar Beet Research*, 30. 267-274.

Økologisk risikovurdering af genetisk modificerede planter

Ecological risk assessment of genetically modified plants

Gösta Kjellsson, Morten Strandberg og Christian Damgaard
Danmarks Miljøundersøgelser
Afdeling for Terrestrisk Økologi
Vejlsøvej 25
DK-8600 Silkeborg

Summary

The ecological risk assessment of genetically modified plants, GMP, is a process that ensures that the risks of adverse ecological effects to the environment from field trials and marketing of GMP are minimised. The required information, present procedures and regulation of risk assessment are presented. Suggestions for an improved stepwise, 5-6 tiered assessment procedure are given. This includes provision of available information on the receiver plant and the genetic insert, identification and determination of capacity of reproduction and establishment, identification and determination of non-target effects and food-chain effects as well as detection and estimation of hybridisation. This should be assessed in order to foresee risk of invasion and effects on a regional scale. Additional procedures for monitoring of GMP will be required as part of the revised EU Directive 90/220/EEC. A tripartite monitoring program including subprograms for dispersal, environmental effects and surveillance is suggested as control of the risk assessment and as a safeguard against unforeseen effects.

Indledning

Den økologiske risikovurdering af genetisk modificerede planter (GMP) er, lige som anden risikovurdering, den måde hvorved samfundet sikrer sig mod eventuelle uheldige virkninger på miljøet i dyrkningsarealet eller den omgivende natur. Uønskede effekter kan opstå som følge af spredning af frø under transport, eller som følge af udsætning og dyrkning af de genmodificerede afgrøder.

Hvad er økologisk risikovurdering af GMP?

Ved den økologiske risikovurdering vurderes de risici, der er forbundet med udsætning af en genmodificeret plante. Ved en risiko forstås produktet af sandsynligheden for en given uønsket hændelse og de økologiske konsekvenser eller effekter, der er forbundet hermed, det vil sige:

$$\text{Risiko} = \text{Sandsynlighed} \times \text{Konsekvens}$$

Sandsynligheden for, at en uønsket hændelse finder sted, vurderes ofte på baggrund af en generel økologisk viden om planter og økosystemer, indhentet information fra litteratur og

fra eksperter på særlige fagområder. Desværre kan man dog kun sjældent direkte bestemme sandsynligheden for en given hændelse eller bedømme konsekvenserne uden en vis usikkerhed. Der vil snarere være tale om et gennemsnit og nogle sikkerhedsfaktorer, som bl.a. tager hensyn til omgivelsernes uensartethed. Sandsynlighedsberegninger eller estimerer indgår dog især som et element i vurderingen af risikoen for spredning af gener under bestøvning og hybridisering mellem GM planter og vilde slægtninge, eller med umodificerede afgrøder.

Et grundprincip i den økologiske risikovurdering er at sammenligne den genmodificerede plante med en tilsvarende umodificeret plante, dvs. helst af samme sort og moder-genotype. Processen består normalt først af en vurdering af risikoen for, at planten selv eller dens gener spredes i miljøet, dernæst en vurdering af de mulige miljømæssige konsekvenser dette kan have. I vurderingen af miljøpåvirkningerne indgår f.eks. at de ændrede gener kan have givet planten en konkurrencefordel overfor naturligt forekommende plantearter, som gør at nogle af disse arter forsvinder, og at tilknyttede organismer påvirkes negativt.

Selvom planten eller dens gener ikke bliver spredt, kan der ske en indirekte påvirkning af naturen, f.eks. ved at dyrknings- eller sprøjtepraksis ændres. Dette kan medføre, at nogle plantearter i eller nær ved marken forsvinder på lang sigt, og at insektafaunaen ændres. Disse problemstillinger er svære at vurdere direkte, men skal inkluderes i det moniteringsberedskab, der skal overvåge de fremtidige effekter af GMP (se nedenfor). Grundlaget for vurderingen af ændringer i dyrkningspraksis er for nærværende de traditionelt dyrkede afgrøder, selv om der i EU-regi (fra f.eks. Østrig) har været ønske om at bruge det økologiske landbrug som sammenligningsgrundlag.

Brugen af GM afgrøder, der er gjort resistente mod angreb fra bestemte insektarter som f.eks. majsboreren, kan indirekte påvirke insekter og andre organismer, der lever af dette skadedyr. Dette kan ske dels via en akkumulering af giftige stoffer, dels ved evt. at fjerne et fødegrundlag for ”nytte-prædatorerne”. En negativ påvirkning af organismer i højere led af fødekæderne er påvist ved flere laboratorieforsøg, men hidtil ikke sikkert ved markforsøg eller dyrkede GM afgrøder. De sandsynlige effekter på fødekæderne skal dog altid indgå i den økologiske risikovurdering og specielt for GM-planter, der er resistente mod dyreangreb.

Hvilke økologiske risici af GMP er vigtige at vurdere?

Der er i den økologiske litteratur beskrevet en lang række af mulige risici ved genmodificerede planter, som det er vigtigt at kunne forudsige for at undgå miljøskader i naturen (se f.eks. Tiedje *et al.*, 1989; Kjellsson, 1997 eller Damgaard *et al.*, 1998):

- ? GM-planterne kan sprede sig ved frø fra dyrkningsfladen og invadere naturområder.
- ? GM-planterne kan sprede deres gener i naturen ved at krydse med nærtbeslægtede plantearter.
- ? GM-planterne kan sprede deres gener til ikke genmodificerede afgrøder.

- ? GM-planterne kan sprede deres gener til andre GM afgrøder således, at der fremkommer nye kombinationer (genetisk stabling) af egenskaber, som f.eks. resistens mod flere sprøjtemidler.
- ? De indsatte egenskaber kan have uønskede direkte effekter på ikke-målorganismer i marken eller i omgivelserne.
- ? De indsatte gener kan forårsage indirekte effekter på fødekæderne i marken eller i omgivelserne.
- ? GM-planterne kan blive problemukrutt på dyrkningsfladen eller overføre gener til andre plantearter, som kan blive til problemukrutt. Dette kan medføre ændrede driftsformer eller pesticidbehandling, som kan påvirker plante- og dyrelivet i marken negativt.
- ? Ændrede driftsformer og GM-planter med ændrede indholdsstoffer kan påvirke jordbundens biotiske og abiotiske egenskaber.

Som det ses af listen ovenfor, er det et krav til risikovurderingen, at der hos den kompetente myndighed findes den nødvendige økologiske erfaring, og at der om nødvendigt indhentes yderligere information ved hver ny sag.

Til beslutningsgrundlag kræves således oplysninger om det indsatte gen (transgenet), dets produkt og de egenskaber som udtrykkes i planten, eventuelle ændringer i livscyklusparametre (frø, vækst, overlevelse, blomstring, frøsætning, frøbank og spiring) hos den genmodificerede plante sammenlignet med den umodificerede forældreart, kendskab til udbredelsen af beslægtede plantearter (mulige krydsningspartnere), de vigtigste grupper af organisme-interaktioner (f.eks. svampe, insekter, andre planter) og det abiotiske miljø planten skal dyrkes i. Mange af disse oplysninger findes i ansøgningen om forsøgsudsætning eller som bilag til en markedsføringsansøgning. Hvis oplysningerne er baseret på agronomiske forsøgsdata er de dog ofte mangelfulde i forhold til de økologiske problemstillinger, og yderligere oplysninger må derfor indhentes i det omfang, de findes. Hvis der mangler informationer på vigtige områder for den pågældende sag, eller disse informationer er meget mangelfulde, kan en vurdering udskydes, indtil et beslutningsgrundlag foreligger. Det vil dog altid være svært at gøre billedet komplet.

Når det skønnes, at der foreligger tilstrækkelige oplysninger, kan den kompetente myndighed foretage selve risikovurderingen og konsekvensanalysen, som resulterer i en indstilling til Skov- og Naturstyrelsen om godkendelse eller afslag af udsætningsforsøg eller markedsføring. Risikovurdering af markedsføringssager er, specielt hvor Danmark er ansøgerland, en langt mere omfattende arbejdsprocess end vurderingen af udsætingssager. Dette gælder særligt for småskala forsøgsudsætninger i de øvrige EU-lande, hvor vi fra dansk side bidrager med kommentarer på grundlag af summariske oplysninger (SNIF), der foreligger fra ansøgerlandet.

Lovgivning og kompetencer

Begrundelsen for, og indholdet af den økologiske risikovurdering af GMP er beskrevet i Lov om miljø og genteknologi af 1991, og procedurer for godkendelse er beskrevet i EU udsæt-

ningsdirektivet 90/220/EØF med bilag (Council Directive 90/220/EEC on the deliberate release into the environment of genetically modified organisms). Dette inkluderer både udsætninger med henblik på forskning og udvikling og markedsføring. EU-lovgivningen medfører, at når et ansøgerland har fået godkendt markedsføring af en bestemt GM afgrøde, så kan de øvrige stater ikke lave begrænsninger uden at angive grunde til beskyttelse af miljø og/eller sundhed, som er specielle for deres område. I forbindelse med ansøgning om forsøgsudsætninger og markedsføringstilladelser bliver alle medlemsstater hørt før den endelige tilladelse eller afslag gives.

Et revideret direktivforslag forventes vedtaget af EU-komissionen i januar 2001, hvorefter det skal implementeres i medlemslandenes lovgivning i løbet af de følgende 18 mdr. Der er indført en række forbedringer i direktivet, bl.a. vedrørende krav til sporbarhed og udarbejdelse af et overvågningsprogram, inden GMplanten bliver markedsført. Egentlige retningslinier for overvågning vil blive udarbejdet efterfølgende (se også Kjellsson og Strandberg, 2001).

Administration og kompetence for den samlede miljømæssige risikovurdering af genetisk modificerede planter er placeret i Landbrugs- og Bioteknologikontoret i Skov- og Naturstyrelsen, med det overordnede ansvar hos Miljøministeren. Ansvaret for den økologiske risikovurdering af genetisk modificerede planter blev fra juni 2000 overført fra Skov- og Naturstyrelsen til Danmarks Miljøundersøgelser. Ved overflytningen opnåede man den fordel, at den faglige opgave blev placeret i et miljø, hvor forskning i risikovurdering af genmodificerede planter allerede findes. Parallelt med dette foretager Plantedirektoratet den landbrugsmæssige risikovurdering, og Institut for Fødevaresikkerhed og Toksikologi varetager den sundhedsmæssige risikovurdering.

Opgaven med den økologiske risikovurdering på DMU omfatter kommentering og vurdering af andre EU-landes forsøgsudsætninger og markedsføringsansøgninger, vurdering af danske forsøgsudsætninger og markedsføringssager. Desuden indgår faglig rådgivning og understøttelse af styrelsen og det øvrige ministerium, dansk og international kommunikation omkring udsætninger, deltagelse relevante EU-sammenhænge, direktivarbejdet i EU samt andet ministerieunderstøttende arbejde, møder med øvrige kompetente myndigheder, etc.

Forsøgsudsætninger, sikkerhed og kontrol

Udsætning af genmodificerede planter foregår efter trin-for-trin principippet, hvor hvert enkelt trin skal vurderes særskilt: Fra udviklingen i laboratorium og væksthus til forsøgsudsætningerne, og frem til at landmanden kan købe frøene og dyrke planterne på sin mark og videre til at forbrugerne kan købe genmodificerede levnedsmidler. Ideen med den trinvise udsætning er "at pakke planten langsomt ud". De første undersøgelser foregår indesluttet i klimakamre og i væksthuse, hvor bestøvende insekter udelukkes. Et af de vigtige tidspunkter er, når planten skal ud i omgivelserne. På dette tidspunkt skal der gives tilladelse til forsøgsudsætning. Hvis der gives tilladelse, udføres sammenlignende forsøg i små kontrollerede forsøgsparceller. Forsøgsudsætningerne udføres normalt på specielle forsøgsarealer på markjord tilknyttet forskningscentre eller forsøgsstationer. Kun hvor der er krav om specielle oplysninger til brug for risikovurderingen, kan der blive foretaget forsøg på naturarealer. Som sikker-

hed mod uønsket genoverførsel fra GM-planterne til tilsvarende umodificerede afgrøder stilles der normalt krav om bl.a. en isolationsafstand på mellem 200 og 1.000 m, afhængig af afgrøden, samt et 5-10 m bredt værnehælte med umodificerede planter til at ”fange” bestøvende bier og andre insekter. Efter forsøg og høst af forsøgsmateriale, destrueres normalt det efterladte plantemateriale med et passende herbicid, og marken braklægges. Efterfølgende skal forsøgsmarkerne overvåges i mindst 1-2 år for fremspirende GM- planter. De involverede amter fører tilsyn med udsætningerne og skal rapportere jævnligt til Skov- og Naturstyrelsen.

Det er fastlagt i lovgivning, hvilke oplysninger der er nødvendige for risikovurderingen, men der er i dag ikke fælles accepterede retningslinier for, hvilke test der skal udføres, og på hvilket trin det skal foregå. Derfor er det i høj grad op til ansøgeren, både at bestemme hvilke undersøgelser der skal udføres, og at sørge for at få dem foretaget. Dette efterlader ansøgeren med en grad af usikkerhed overfor de godkendende myndigheder, som efterfølgende vurderer ansøgningen. Derfor vil faste retningslinier for laboratorie- væksthus- og feltforsøg og forslag til testmetoder være en gevinst for både ansøger og behandelende myndigheder. I udsætningsdirektivet nævnes skadelige effekter på miljøet, uden at det nærmere defineres, hvad der skal til, for at der er tale om skader. Det er således vigtigt i fremtiden af få fastlagt nogle grænseværdier for skadetærskler, hvor dette er muligt.

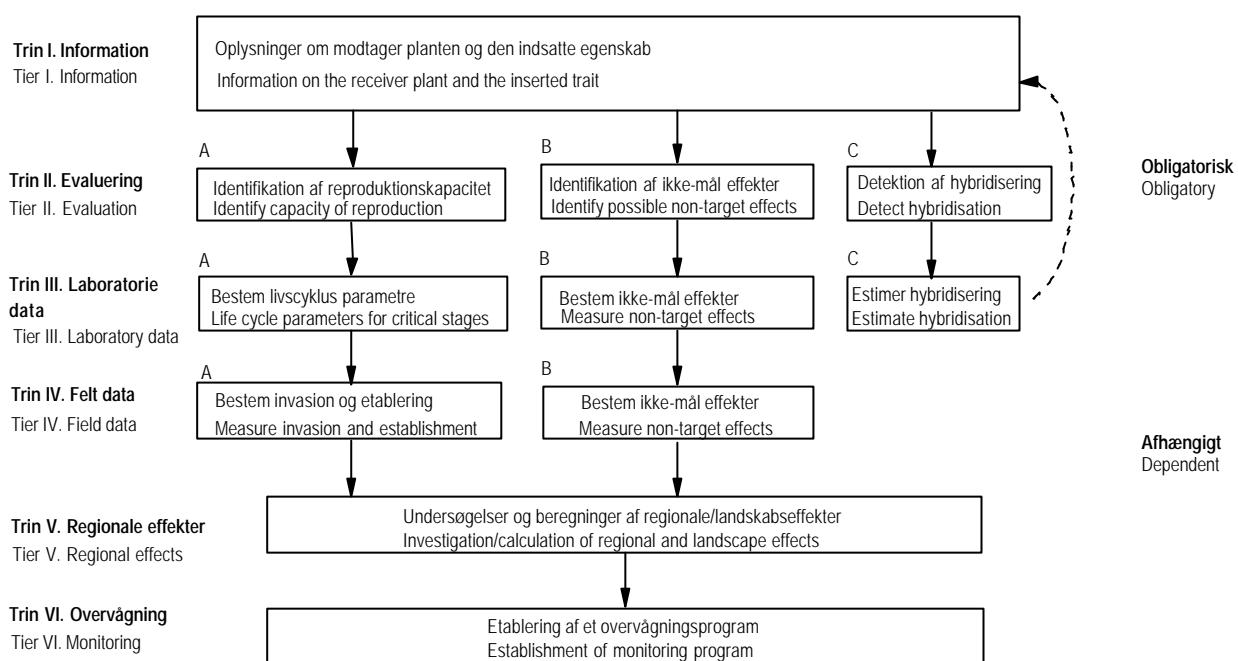
Hvordan kan risikovurderingen blive bedre

For at få startet processen til at få lavet fælles retningslinier for den økologiske risikovurdering af genetisk modificerede planter lavede og udgav DMU i 1999 rapporten "Ecological Risk assessment of Genetically Modified Higher plants (GMHP) - identification of data needs" (Kjær *et al.*, 1999). I rapporten giver forfatterne forslag til, hvilke data der skal indsamles i hvert trin af den økologiske risikovurdering (figur 1).

Trin I omfatter generel information til brug for risikovurdering i de følgende trin, som baggrund for beslutninger om testmetoder og til brug for design af moniteringsprogrammer. Hovedparten af disse informationer kræver allerede nu markedsføringsgodkendelser og omfatter f.eks. oplysninger om plantens slægtskabsforhold, vækstform, livscyklus, frøproduktion, bestøvningsforhold, krydsningsmuligheder og eventuel vegetativ formering. Ellers må oplysningerne for nærværende søges i agronomisk eller videnskabelig litteratur. Derudover skal der i ansøgningen indgå oplysninger om det indsatte gens molekylære struktur og funktion, både hvor og hvordan den ny egenskab udtrykkes. Det samme gælder for eventuelle markørgener. Det foreslås i rapporten, at ansøgningen også bør indeholde oplysninger om plantens udviklingshistorie, hvor og hvordan den dyrkes både i historisk og nutidigt perspektiv.

På Trin II introduceres de tre overordnede områder (figur 1). I område A vurderes det, om planten er i stand til at formere sig seksuelt eller vegetativt under de pågældende klimatiske forhold. Det vurderes også, om planten vil være i stand til at etablere sig udenfor dyrkede områder. I område B vurderes det, om GM-planten, eller de samspil den indgår i, kan påvirke organismer eller processer, som den ikke er modificeret imod, de såkaldte ikke-mål effekter, som f.eks. kan være insekter. I område C vurderes mulighederne for krydsning, og hvordan

eventuelle hybrider vil kunne klare sig i konkurrencen med andre arter. Muligheden for krydsning med andre genmodificerede planter kan skabe nye kombinationer af gener. Disse hybrider kan have sammensatte egenskaber, som ikke fremgår alene af forældreplanterne og de indsatte gener, og skal derfor vurderes separat. Hvis det på Trin II vurderes at GM-planterne kan formere sig (A), påvirke ikke-målorganismer (B) eller at krydsninger med andre planter har forøget konkurrenceevne, så fortsættes der til Trin III.



Figur 1. Forslag til procedurer for trinvise økologisk risikovurdering. Pilene viser informationssstrømmen gennem modellen. Den stiplede pil fra hybridisering (IIIC) viser, at der skal foretages en ny vurdering af hybrider. Trin I og II er obligatoriske, medens Trin III til VI er afhængige af, om tidligere trin har peget på et problem og dermed et behov for yderligere undersøgelser. (Efter Kjær *et al.*, 1999). Proposal for procedures in a tiered ecological risk assessment. The arrows indicate the flow of information through the tier structure. The broken arrow from hybridisation (IIIC) indicates the need of new assessment for formed hybrids. Tier I and II are obligatory, whereas the higher Tiers (III-VI) are dependent on former levels which indicate need of further information (see Kjær *et al.*, 1999).

Trin III består i overensstemmelse med Trin II ligeledes af tre områder. Dette gør man, for at se i praksis om noget er ændret i forhold til den ikke genmodificerede plante. I område A udføres forsøg i laboratorie, væksthus og små forsøgsområder, for at undersøge om GM-plantens afkom har en forøget overlevelsesevne i områder uden for dyrkningsfladen. Dette skal testes over mindst en fuld livscyklus fra frø til fremspirling af næste generation, og hvis det er aktuelt, skal vegetativ formering også undersøges. Forsøgene udføres under relevante miljømæssige forhold med hensyn til temperatur, jordbund, forstyrrelse og nedbør med mере.

Område B omhandler effekter på organismer, som de indsatte egenskaber ikke er rettet imod. Disse ikke-målorganismer kan omfatte dyr, planter og mikroorganismer i GM-plantens omgivende miljø. Det er vigtigt, at disse test udføres så økologisk relevant som muligt, og at effekterne på ikke-målorganismene både kan være direkte og indirekte. Det tredje område C omhandler bestemmelse af sandsynligheden for krydsning mellem genmodificerede og umodificerede planter. Herved opnår man en viden om, i hvilket omfang transgenet vil kunne optræde i naturlige bestande af arten selv eller i bestande af beslægtede arter, som blandt andet kan indgå i vurderingen af effekter på ikke-målorganismer både på Trin III og IV.

På trin IV er der to områder, som er en videreførsel af de to første på Trin III. Først (A) skal man finde ud af, hvilke naturområder der kan blive utsat for invasion af GM-planter eller beslægtede arter, som har erhvervet genet fra GM-planten. Hvis genet på det foregående trin har vist sig at give bæreren en forøget konkurrenceevne, skal dette testes i felten i relevante omgivelser. Forsøgene skal dække mindst en fuld livscyklus, og der skal tages hensyn til plantens egenskaber når testbetingelserne vælges. Hvis GM-planten eller dens slægtinge f.eks. er særligt modstandsdygtige overfor lave temperaturer eller frost, er det vigtigt, at de bliver testet under forhold, hvor kulderesistensen kan være en fordel. Den klimatiske variation mellem enkelte år og anden forsøgsvariation kan i sådanne tilfælde gøre det nødvendigt at teste planterne i flere år for at kunne påvise eventuelle ændringer i etableringsevnen. I område B handler det om ikke-måleffekter f.eks. på andre organismer. Hvis noget sådant er blevet opdaget på Trin III, skal populationsudviklingen hos påvirkede ikke målorganismer følges under relevante feltforhold på Trin IV. Det kan også være aktuelt at se nærmere på arter med lignende livsform.

På Trin V vurderes landskabseffekter. Udbredt anvendelse af GM afgrøder kan få konsekvenser, som det ikke er muligt på forhånd at teste. For at kunne forudsige eventuelle effekter må man her ty til modeller baseret på den viden, der er opnået om konkurrenceevne og effekter på ikke-målorganismer tidligere i risikovurderingen og inddrage forskellige dyrkingsscenarier.

På Trin VI skal både risikovurderingen og GMP-frigivelsen kontrolleres for kendte men usandsynlige effekter samt for uforudsete effekter. Dette sker ved hjælp af et specielt tilpasset overvågningsprogram (se nedenfor og figur 2). Trin VI er således en overbygning på den økologiske risikovurdering, der som tidligere nævnt er ved at blive en integreret del af det reviderede udsætningsdirektiv.

Sandsynlighedsurdering og økologiske scenarier

Riskovurderingen vil kunne forbedres, hvis sandsynlighederne for forskellige økologiske hændelser kunne beregnes ud fra eksperimentelle forsøgsdata i stedet for hovedsagelig at være baseret på skøn fra uvildige eksperter. Dette vil gøre den økologiske risikovurdering mindre påvirkeligt af forskelle i faglig ekspertise hos de kompetente myndigheder. Samtidig kunne den bioteknologiske virksomhed bedre planlægge og udføre forsøg der frembringer data, som er økologisk relevante.

Problemet er, at de økologiske sammenhænge ofte er meget komplicerede med mange biotiske og abiotiske faktorer, som indvirker på de økologiske processer. Det er dog i teorien

muligt ved hjælp af populationsgenetik og -biologi samt brug af Bayesiansk statistik at estimere sandsynligheden for visse økologiske scenarier udfra data fra kontrollerede forsøg. For eksempel er det muligt at lave forsøg til at estimere sandsynligheden, for at en gen-modificeret plante udkonkurrerer en naturligt forekommende planteart (Damgaard, 1998). Sådanne estimerater vil dog aldrig være bedre end det underliggende konkurrenceforsøg, og hvis populationsdynamikken afhænger kritisk af visse sjældent forekommende abiotiske faktorer (f.eks. streng frost), så vil forsøget ikke nødvendigvis afspejle den afgørende faktor og dermed være mindre relevant. I de fleste tilfælde vil det kun være muligt at beregne en omtrentlig sandsynlighed udfra de tilgængelige oplysninger. For eksempel kan man beregne sandsynligheden for, at et transgen bliver fast etableret (fikseret) i en naturlig population fra basale demografiske oplysninger samt kendskab til de selektive kræfter, som påvirker transgenet (Damgaard, 2000).

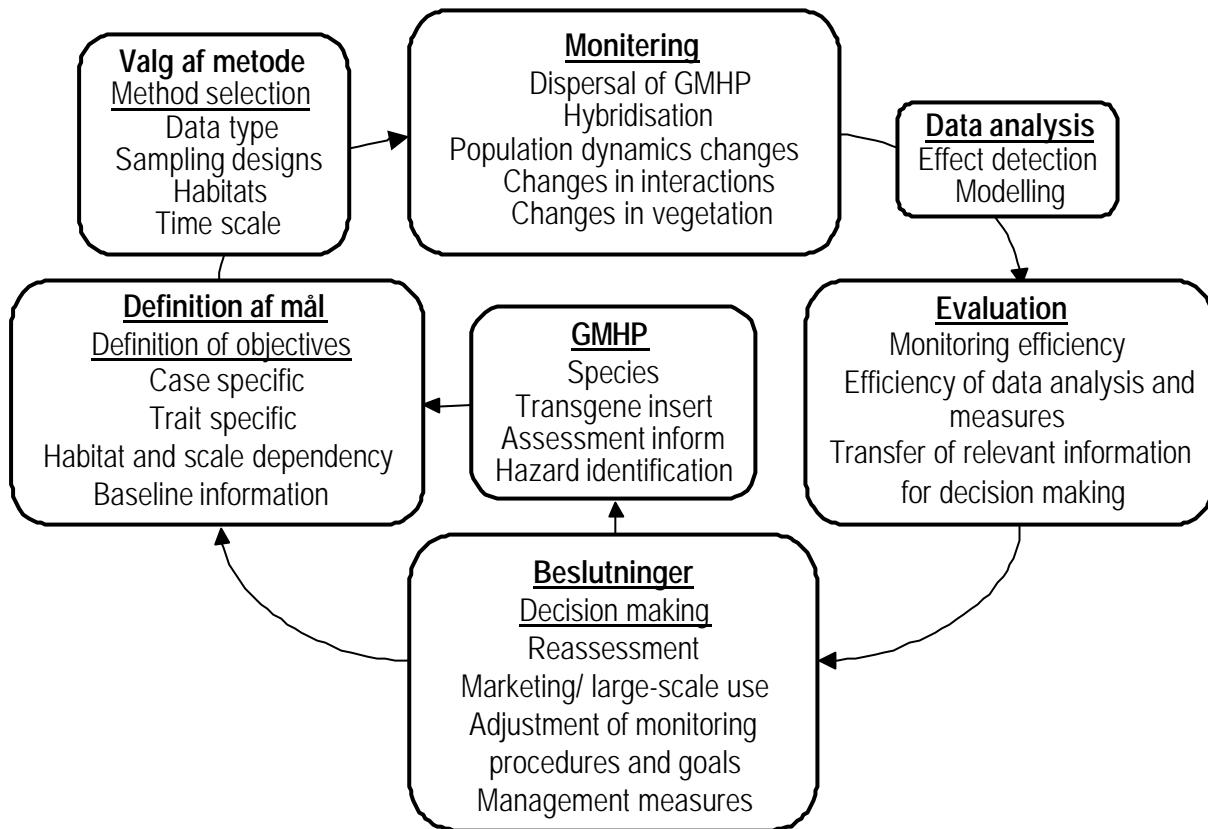
Udover bestemmelsen af sandsynligheden for et specifik økologisk scenarium vil det også være vigtigt at udvikle metoder til at bestemme usikkerheden af vores beregninger. Denne problemstilling er stadigvæk relativt udforsket.

Overvågning af genmodificerede planter

Når den økologiske risikovurdering af en given genmodificeret plante er foretaget og der er givet tilladelse til kommercial dyrkning og markedsføring, kommer spredningen op i en skala, som det ikke har været muligt at efterligne i forbindelse med forsøgsudsætningerne. Sandsynligheden for spredning af gener og frø til naboområder bliver nu på længere sigt meget høj. Samtidig bliver påvirkningen så kraftig, at effekter der før har været for ubetydelige til at blive opdaget, nu pludselig kan blive af betydning. Det bliver derfor nødvendigt at lave overvågningsprogrammer og foretage overvågning i de områder hvor GM- planten er udbredt. De generelle retningslinier for overvågningen er angivet i Anneks VII i det reviderede direktivforslag 90/220/EEC. Der findes dog endnu ikke faste regler for, hvordan overvågningen skal foretages, men der er i dansk regi udarbejdet et forslag (Kjellsson & Strandberg, 2001), som kan være med til at danne basis for kommende overvågningsprogrammer i EU.

I forslaget præsenteres en overordnet plan for de forskellige procedurer, der er nødvendige for at overvågningsprogrammer for markedsførte GM-planter skal fungere effektivt (figur 2). Denne plan tager udgangspunkt i konklusionerne i den økologiske risikovurdering for den pågældende plante og indsatte egenskab og indbefatter også, at der i forbindelse med overvågningen kan fremkomme nye oplysninger, som medfører en revurdering. Samtidig indgår separate trin for fastlæggelse af formål, valg af metoder og lokaliteter (agerland og naturarealer), indsamling af relevante data, dataanalyse, statistisk bearbejdning, evaluering og overførsel af relevant information for beslutninger samt forholdsregler til håndtering af opståede problemer.

Oversigt over overvågning af GMHP Monitoring scheme for GMHP



Figur 2. Forslag til procedurer for overvågning af genmodificerede planter. Processen tager udgangspunkt i risikovurderingen af GM-planter og de indsatte gener (midten) og fortsætter med fastlæggelse af mål for moniteringen. I en cyklisk proces afgøres om overvågningen skal ophøre, revideres og gentages, eller om overvågningen skal udvides og den økologiske risikovurdering gå om (se Kjellsson & Strandberg, 2001). Suggestions for procedures for monitoring GMP invasion and environmental effects. The process begins with information on the GMHP (centre) and proceeds to definition of objectives for monitoring to the left. A cyclic process is followed and repeated at regular time intervals. (For further details, see Kjellsson & Strandberg, 2001).

Selve overvågningen foreslås opbygget som et tredelt program, hvor det afhængig af den økologiske risikovurdering vælges, hvilke dele der skal indgå (tabel 1). De tre dele består af programmer for henholdsvis monitering af genspredning, monitering af effekter i både dyrkede arealer og i naturområder og endelig en generel overvågning af ændringer i agerlandet og marknære økosystemer. Med den tredelte tilgang opnås, at man afhængig af den indsatte egenskab kan vælge og sammensætte et overvågningsprogram, som er optimeret imod eventuelle problemer ved den specifikke GM-afgrøde.

Overvågningen skal primært foretages, hvor der er størst sandsynlighed for, at der sker uønskede effekter, dvs. på eller nær marker med GM-afgrøder. Sekundært overvåges udyrkede naturområder i tilknytning til agerlandet, hvor der kan tænkes ske en spredning af GM-

planter og hybrider, eller der er effekter på andre organismer. I agerlandet registreres primært ændringer i biodiversitet (antal arter), ændret forekomst af almindelige eller sjeldne, sårbare arter af planter, insekter, jordbundsorganismer og eventuelt fugle (tabel 1).

Tabel 1. Forslag til et tredelt GMP-overvågningsprogram til brug for markedsføring.
Formål og metoder for de tre delprogrammer for henholdsvis monitering af genspredning og effekter på miljøet samt en generel overvågning af miljøændringer.
 Overview of the three subprograms which should be considered when a GMP-monitoring program is designed. This include monitoring to detect dispersal of the GM plant and the transgene and to detect environmental effects and a surveillance program to detect general and unforeseen effects.

	Formål og vilkår	Metoder
Monitering af spredning Monitoring dispersal	Opdage spredning af det indsatte transgen, GM-planten og hybrider. Detection of dispersal of the GMP, the transgenic construct and hybrids.	DNA-metoder til påvisning af det indsatte gen og markør-gener. DNA-methods, construct and marker gene profiles.
Monitering af effekter Effects monitoring	Påvisning af kendte, men usandsynlige effekter såsom vegetationsændringer og ændringer i bestande af planter, insekter og jordbunds-dyr. Detection of vegetation changes and changes in plant and insect populations and soil organisms.	Vegetationsanalyser, analyser af reproduktion og populationstæthed samt genetiske ændringer. Langtidsmonitering i permanente prøveflader. Long-term monitoring for effects in permanent plots.
Generel overvågning General surveillance	Opdage uforudsete effekter i agerlandet som kan skyldes GM-afgrøder. Der dækkes store arealer, men overvågningen bliver usystematisk. Detection of unforeseen effects of GMP in the farmland.	Indrapportering af miljøændringer i agerlandet. Information fra andre overvågningsprogrammer Registration of environmental changes that could be due to GMP.

Påvisning af genoverførsel fra GM-afgrøden til tilsvarende konventionelle afgrøder, og specielt produktion af såsæd, kræver at der moniteres for at der i videst omfang sikres mod genoverførsel afhængig af en i praksis gennemførlig grænseværdi. Monitering af levende materiale såsom frø giver her bedre mulighed for at finde selve det indsatte transgen end en senere undersøgelse af de kemiske stoffer, som genet har produceret (aminosyrer, proteiner, fedtstoffer, etc.) i det forarbejdede materiale (konsumproduktet). For fødevarer ligger græn-

seværdien i øjeblikket på et GM-indhold på maksimalt 1%. Et særligt problem, der kræver specielle forholdsregler inklusive monitering, er risikoen for genoverførsel til økologiske afgrøder, hvor der for nærværende er et krav om, at disse er helt fri for GM forurening (se Moyes & Dale, 1999).

Den samlede periode for overvågningen foreslås at være mindst 10 år, da eventuelle effekter ofte først indtræder efter et vist tidsforløb (forsinkede effekter), og klimasvingninger fra år til år gør også en lang observationsperiode nødvendig. Der skal regelmæssigt, f.eks. hvert eller hvert 2. år, foretages en analyse og vurdering af resultater og behov for yderligere overvågning. Dette danner også beslutningsgrundlag for en eventuel fornyet risikovurdering og forholdsregler mod uønskede effekter. En vigtig pointe er, at selv om overvågningen primært er en sikring af miljøet, så er den også en hjælp til landmanden og producenten til at sikre, at GM produkterne opfylder nogle af samfundets krav til en bæredygtig udvikling. Overvågningen skal også sikre, at der, hvis naturen udsættes for unødig skade, kan udpeges en ansvarlig producent.

Målet med en generel overvågning (delprogram 3) er at forsøge at opfange uforudsete effekter af GMP. Dette er indlysende en vanskelig opgave, da det fra begyndelsen er uklart, hvilke effekter der skal ledes efter, og hvad der skal registreres. Indrapportering fra landmænd og landbrugskonsulenter af ændringer i marker og omgivelser, som kan skyldes GMP, kan være et udgangspunkt. Ekstensiv overvågning af transportveje og lagerområder som f.eks. havneområder, veje og grovvareselskaber kan dog give oplysninger om utilsigtet spredning. Andre muligheder er at anvende informationer over ændringer i miljøtilstanden indsamlet fra andre overvågningsprogrammer som basis (f.eks. af pesticideffekter eller kvælstofdeposition). Endelig kan der foretages en systematisk overvågning i permanente plots på udvalgte steder i EU i forbindelse med markedsføring af nye GM planter.

Selv om der ved en generel overvågning i marken og dens omgivelser er konstateret uønskede ændringer, som kunne skyldes brug af en GMP-afgrøde, kræves yderligere informationer og forskning for at kunne fastslå en eventuel årsagssammenhæng. Ofte er det et kompliceret samspil mellem mange forskellige faktorer i miljøet, der bestemmer ændringer i plante- og dyrebestandene.

Erfaringen viser, at overvågningsprogrammer ofte bliver meget kostbare at udføre i stor skala. Det bliver derfor nødvendigt at fokusere indsatsen på de centrale problemstillinger, det vil sige hvad der er absolut ”nødvendigt at vide”, kontra hvad der er ”rart af vide”, og måske kan undværes. Det er nødvendigt, at man fra myndighedsside i tide fastsætter retningslinier for finansiering af overvågning, hvad enten dette tænkes gjort via afgifter på GMP-afgrøder, via GMP-producenterne eller via offentlige midler. Der skal ligeledes træffes afgørelser, som sikrer, at overvågningen udføres så uafhængigt og objektivt som muligt. Eventuelt kan dette ske i et samarbejde mellem de involverede private og offentlige parter.

Sammendrag

Den økologiske risikovurdering af genmodificerede planter skal sammen med special-designede overvågningsprogrammer sikre, at der ikke sker uønskede effekter på natur og miljø i forbindelse med markedsføring og landbrugsmæssig anvendelse. Bagrunden for den

økologiske risikovurdering, der varetages af DMU, gennemgås: risici for miljøet, procedurer, EU-lovgivning og udsætningsdirektivet 90/220/EØF, forsøgsudsætninger og markedsføring. Et forslag til en forbedret trinvis vurderingsprocedure bliver præsenteret. Denne indeholder krav til vidensopsamling, laboratorie- og felttest til at undersøge reproduktion, hybridisering og etableringsforhold samt fastlæggelse af ikke-måleffekter og fødekkædeeffekter. Yderligere indgår separate trin til at vurdere risici for GMP invasion og effekter på regionalt niveau. Procedurer til overvågning af markedsførte GM-afgrøder indgår i det reviderede udsætningsdirektiv. Et tredelt moniteringsprogram med underprogrammer til at detektere GM spredning, effekter på miljøet og generel overvågning foreslås anvendt som kontrol af den udførte risikovurdering og som sikkerhedsnet mod uforudsete og uønskede hændelser.

Litteratur

- Damgaard C.* 1998. Plant competition experiments - Testing hypotheses and estimating the probability of coexistence. *Ecology*, 79(5). 1760-1767.
- Damgaard C, Kjellsson G, Kjær C & Strandberg B.* 1998. Gensplejsede planter. Temarapport fra DMU, 23. 1-37.
- Damgaard C.* 2000. Fixation of advantageous alleles in partially self-fertilizing populations: The effect of different selection modes. *Genetics*, 154. 813-821.
- Kjellsson G.* 1997. Principles and procedures for ecological risk assessment of transgenic plants. In: *Kjellsson G, Simonsen V & Ammann K.* (Eds.) Methods for risk assessment of transgenic plants. II. Pollination, gene-transfer and population impacts. Birkhäuser, Basel. 221-236.
- Kjellsson G & Simonsen V.* 1994. Methods for risk assessment of transgenic plants. I. Competition, establishment and ecosystem effects. Birkhäuser, Basel. 214 pp.
- Kjellsson G, Simonsen V & Ammann K.* (Eds.) 1997. Methods for risk assessment of transgenic plants. II. Pollination, gene-transfer and population impacts. Birkhäuser, Basel. 308 pp.
- Kjellsson G & Strandberg M.* 2001. Monitoring and surveillance of genetically modified higher plants. Guidelines for procedures and analysis of environmental effects. Birkhäuser Verlag, Basel.
- Kjær C, Damgaard C, Kjellsson G, Strandberg B & Strandberg M.* 1999. Ecological risk assessment of genetically modified higher plants (GMHP). Identification of data needs. NERI Technical Report. 303. NERI, Silkeborg.
- Moyes CL & Dale PJ.* 1999. Organic farming and gene transfer from genetically modified crops. John Innes Centre, Norwich.
- Strandberg B, Kjellsson G & Løkke H.* 1998. Hierarchical risk assessment of transgenic plants: proposal for an integrated system BioSafety, 4. Paper 2 (BY98002) 1998 Online Journal - URL: <http://www.bdt.org.br/bioline>.
- Strandberg B & Løkke H.* 1999. Gensplejsede planter og miljøet. Faktuelt nr. 23. Miljø- og Energiministeriet.

Tiedje JM, Colwell RK, Grossman YL, Hodson RE, Lenski RE, Mack RN & Regal PJ. 1989.

The planned introduction of genetically engineered organisms: Ecological considerations and recommendations. *Ecology*, 70. 298-315.

Environmental risks of insect-tolerant transgenic plants

Miljømæssige risici ved transgene planter med modstandsdygtighed overfor insekter

Gabor L. Lövei, Gisela Felkl, Henrik F. Brødsgaard og Lars M. Hansen

Danmarks JordbruksForskning

Afdeling for Plantebeskyttelse

Forskningscenter Flakkebjerg

DK-4200 Slagelse

Summary

In order to minimise the substantial crop losses caused by arthropods, several genetic modifications aim to create insect-resistant or -tolerant crop plants. Different genes, both microbial and of plant origin have been inserted into a wide range of crop plants. However, all the insect-tolerant transgenic crops currently under field cultivation contain the same modification, (versions of) the toxin gene of the insect pathogen bacterium *Bacillus thuringiensis* (*Bt*-crops). This makes them lethal to a selected range of herbivorous insects that consume parts of that *Bt*-crop.

Environmental risks from (insect-resistant) transgenic plants can emerge due to gene escape, making the receiving plants also tolerant of herbivorous insects. Transgenic plants can also harm non-target herbivorous insect species, thus altering ecosystems or causing problems for nature protection. The most important of these potential risks could emerge from damaging beneficial ecological functions such as crop pollination, natural biological control, decomposition and soil fertility maintenance. There is evidence that these risks are not imaginary, and thus tests for them have to be made part of the standard pre-release assessment procedure. Experimental methods do not yet exist to test for or detect such effects, and our research program in this area specifically aims to develop them.

Sammendrag

For at forhindre at skadedyr forårsager væsentlige udbyttetab, anvender man forskellige genetiske modifikationer til at frembringe insektresistente eller insekttolerante afgrødeplanter. Forskellige gener, både mikrobielle såvel som oprindelige plantegener, er blevet indsat i en bred vifte af afgrødeplanter (transgene planter). Imidlertid indeholder alle de insektresistente/tolerante transgene planter, som i dag dyrkes under markforhold, versioner af den samme genetiske modifikation, nemlig det toksiske gen af den insektpatogene bakterie *Bacillus thuringiensis* (Bt-planter). Dette gør planterne dødelige over for en udvalgt del af de insekter, som lever af at spise dele af den pågældende plante.

Miljømæssige risici fra transgene planter kan opstå gennem genspredning, som betyder at uønskede planter også bliver tolerante over for skadedyrsangreb. Transgene planter kan

skade nytteinsekter og dermed ændre økosystemet og efterfølgende give problemer med naturbevarelsen.

Af mange forskellige risici kan nogle af de vigtigste opstå ved at forskellige økologiske funktioner bliver ødelagt, så som bestøvning, naturlig biologisk bekæmpelse, nedbrydning af organisk materiale og vedligeholdelse af jordens frugtbarhed. Der er noget som tyder på, at disse risici ikke er helt urealistiske, hvorfor det er vigtigt, at de bliver testet i et specielt testprogram, som bør indgå i et større testprogram, som alle transgene planter skal gennemgå, før de bliver frigivet til brug.

Eksperimentelle metoder til at teste disse økologiske faktorer eksisterer endnu ikke, men det er målet for dette forskningsprojekt at udvikle forskellige af sådanne metoder.

Current status of insect-resistant transgenic crops: field cultivation and development

Transgenic plants are plants that have specific genes introduced into them by methods of genetic engineering. The uptake of this new agricultural technology has been fast and the area sown with transgenic plants has increased very rapidly. In 1998, transgenic crops were grown on about 28 million ha in 12 countries (USDA, 2000). The crops were mostly soybeans, maize, cotton and oilseed rape (canola). These plants fall into two categories: they are either resistant to selected herbicides (the product of the same company that developed the transgenic plant), or to a range of herbivorous insects. Insect-resistant crops made up 28% of the total global acreage under transgenic crops in 1998 (USDA, 2000).

All the insect-resistant transgenic crops that are commercially grown today are very similar. These plants all contain the same type of genetic modification, (versions of) the toxin gene of the insect pathogen bacterium *Bacillus thuringiensis* (*Bt*-crops). This makes them lethal to a selected range of herbivorous insects that consume parts of that *Bt*-crop. Most of these plants are resistant to chewing insects, caterpillars (larvae of Lepidoptera) or beetles (Coleoptera). Other genes, such as proteinase inhibitors or plant-based lectins have been transferred to at least 14 crop plants (Schuler *et al.*, 1999). The trend is towards new genes and ‘gene pyramiding’ (A. Hilbeck, pers. comm.).

An ecological framework for environmental risk assessment

We should not forget that agricultural fields are also part of the “ecological theatre” in which the “evolutionary play” (sensu Hutchinson, 1965) is continuously being played. We should consider potential environmental risks in this intellectual framework. When transgenic plants are planted in the field, they will inevitably come into contact with many other species that together perform several ecological processes operating in agricultural fields. To name a few significant “actors” in this “ecological theatre” that the plant will come into “ecological contact” with, we can list:

- ? other plants, whether conspecifics or other species,
- ? herbivores that feed on their parts above or below ground,
- ? natural enemies of these organisms,
- ? pollinators that visit their flowers,

- ? symbionts that live in the root zone (such as mycorrhizae or nitrogen-fixing bacteria) and
- ? detritivores/decomposers that feed on dead plant parts.

Many of these actors participate in ecological processes that are useful and necessary for agricultural production. These processes are termed “ecosystem services” (Costanza *et al.*, 1997). The global monetary value of these ecosystem services was estimated to surpass the combined Gross Domestic Product of the Earth’s nations (Costanza *et al.*, 1997).

We suggest that this framework of “ecosystem services” would be useful to conceptualise the environmental risk assessment of transgenic plants.

Potential environmental risks

In the following, we will list a series of potential environmental risks that have been identified and briefly consider some recent information that lead to an increased awareness of these risks. This list is not intended either to be exhaustive nor a thorough analysis of the solidity and significance of the evidence or of the seriousness of these concerns. Our intention is to bring into focus the necessity and the usefulness of a consistent, ecological framework for environmental risk assessment for transgenic crops.

Gene escape

Environmental risks from transgenic plants can emerge due to gene escape. Gene transfer from insect-resistant plants to other species or populations of the same species could make the receiving plants also tolerant of herbivorous insects. This can occur between different lines of the same plant species, or between related species, for example between oilseed rape and wild crucifers (Mikkelsen *et al.*, 1996). While it is easy to see why the herbicide-resistant weed is undesirable, it is not intuitively clear if insect-tolerant plants will enjoy an increased fitness. Stewart *et al.* (1997) constructed an insect resistant oilseed rape (canola) line and studied, under field conditions, the fitness of this plant line vs. the non-resistant line under varying levels of insect pressure. They reported an increased fitness of insect resistant oilseed rape under field conditions Stewart *et al.* (1997).

Non-target species

Transgenic plants can also damage non-target herbivorous insect species. Currently, all transgenic plants have the new gene inserted by using a constitutive promoter. This leads to a general expression pattern, so the gene product can be present in every plant part. Other species feeding on those plant parts can be affected, leading to unintended effects on these species. Pollen from transgenic maize caused significant mortality in the larvae of the monarch butterfly, *Danais plexippus* a species of great nature conservation interest in America, both in the laboratory (Losey *et al.*, 1999), and under field conditions (Hansen & Obrycki, 2000). This identified a potential risk for nature protection and an aspect of GMOs that has not been considered earlier.

Ecosystem services

Natural biological control

Natural biological control is an important but often unappreciated “ecosystem service” (Costanza *et al.*, 1997). Natural biological control relies on species that feed or reproduce on organisms that we classify as pests, weeds or pathogens. Species that provide this service are often sensitive not only to quantity but also to quality of their food. Both of these can be changed by transgenic plants. Insect-resistant plants will support fewer herbivores, and thus offer fewer prey to predatory arthropods. The expected effect is a decrease in natural enemy density, but the net effect much depends on scaling factors and landscape properties.

Food quality can influence natural enemies in indirect ways. Such “tri-trophic effects” are well documented in the ecological literature (Lövei, 2000). Invertebrate predators, for example the heteropteran *Podisus maculiventris* react to their prey according to the biochemical (alkaloid) composition of the host plant of their prey (Traugott & Stamp, 1997). Individuals of the prey species *Bemisia argentifolii* raised on different host plants were of different food quality for lacewing predators (Legaspi *et al.*, 1996).

Similarly, several groups of natural enemies reacted to different types of genetic manipulations of their prey’s host plants/diet. Such direct evidence of potential adverse effects exists for several groups, such as lacewings (Hilbeck *et al.*, 1998), coccinellids (Birch *et al.*, 1999) and ground beetles (Jørgensen & Lövei, 1999).

It is important to stress that these reactions are sometimes idiosyncratic, but are not totally individualistic (Lövei, in preparation), and thus general experimental protocols can and should be developed to test for such effects.

Pollination

Pollination by animals, mostly bees and bumblebees is of overwhelming significance for agricultural productivity yet agricultural production methods have not always been kind to these pollinators (Buchmann & Nabhan, 1996). New agricultural practices should consider them more carefully and it is clearly not desirable that transgenic plants harm this beneficial ecological service. Proteinase inhibitors, for example, can have a negative influence on adult bees (Burgess *et al.*, 1996; Pham-Delegue *et al.*, 2000).

Decomposition

Soil processes and decomposition are often not recognised as vital for agricultural productivity. This ‘out of sight, out of mind’ mentality is not a special feature of the risk assessment of transgenic plants as ecology is similarly plagued with it (Brown & Gange, 1990). However, the soil ‘compartment’ is often left out of any risk assessment package. Studies how transgenic plants affect decomposition are very few and this is one area where many more studies are needed. Bt-maize root exudates containing the Bt-toxin have been detected from soil at concentrations that kill insects (Stotzky *et al.*, 1999) and the consequences of this will have to be studied. Trevors *et al.* (1994) suggested a diversity of functional groups to be tested for effects of GMOs on functions soil organisms perform.

Conclusion

It is clear that agricultural productivity depends on several beneficial ecological mechanisms, such as natural pest control, maintaining soil fertility, and pollination. It is desirable that the significance of these functions is carefully considered and that they are not harmed by the introduction of transgenic plants. Tests on these functions, in the form of laboratory and glasshouse trials, need to be made a mandatory part of pre-release environmental effect testing. Our research group is currently engaged in developing such tests to fulfil this future requirement.

Literature

- Birch ANE, Geoghegan IE, Majerus MEN, McNicol JW, Hackett C, Gatehouse AMR & Gatehouse JA.* 1999. Tri-trophic interactions involving pest aphids, predatory 2-spot ladybirds and transgenic potatoes expressing snowdrop lectin for aphid resistance. *Molecular Breeding* 5, 75-85.
- Brown VK & Gange AC.* 1990. Insect herbivory below ground. *Advances in Ecological Research* 20, 1-58.
- Buchmann SL & Nabhan GP.* 1996. The forgotten pollinators. Island Press, Washington, D.C., U.S.A.
- Burgess EPJ, Malone LA & Christeller JT.* 1996. Effect of two proteinase inhibitors on the digestive enzymes and survival of honey bees. *Journal of Insect Physiology* 42, 823-828.
- Costanza R et al.* 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253-260.
- Griffiths BS & Geoghegan IE, Robertson WM.* 2000. Testing genetically engineered potato, producing the lectins GNS and Con A, on non-target soil organisms and processes. *Journal of Applied Ecology* 37, 159-170.
- Hansen Jesse LC & Obrycki JJ.* 2000. Field deposition of Bt transgenic corn pollen: lethal effects on the monarch butterfly. *Oecologia* 125, 241-248.
- Hilbeck A, Baumgartner M, Fried PM & Bigler F.* 1998. Effects of transgenic *Bacillus thuringiensis* corn-fed prey on mortality and development time of immature *Chrysoperla carnea* (Neuroptera: Chrysopidae). *Environmental Entomology* 27, 480-487.
- Hutchinson GE.* 1965. The ecological theatre and the evolutionary play. Yale Univ. Press, New Haven, U.S.A.
- Jorgensen HB & Lövei GL.* 1999. Tri-trophic effect on predator feeding: consumption by the carabid *Harpalus affinis* of *Heliothis armigera* caterpillars fed on proteinase inhibitor-containing diet. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 93, 113-116.
- Legaspi JC, Nordlund DA & Legaspi Jr. BC.* 1996. Tri-trophic interactions and predation rates in *Chrysoperla* spp. attacking the silverleaf whitefly. *Southwestern Entomologist* 21, 33-42.
- Losey JE, Rayor LS & Carter ME.* 1999. Transgenic pollen harms monarch larvae. *Nature* 399, 214.

- Lövei GL.* 2000. Effects of transgenic plants along the food chain – can theory help? In: Gazoni, D.G., Ed., Abstracts of the 21st International Entomological Congress, Iguacu Falls, Brazil, 315.
- Mikkelsen TR, Andersen B & Jørgensen RB.* 1996. The risk of crop transgene spread. *Nature* 380, 31.
- Pham-Delegue M-H, Girard C, Le Metayer M, Picard-Nizou A-L, Hennequet C, Pons O & Jouanin L.* 2000. Long-term effects of soybean proteinase inhibitors on digestive enzymes, survival and learning abilities of honeybees. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 95, 21-29.
- Saxena D, Flores S & Stotzky G.* 1999. Insecticidal toxin in root exudates from Bt corn. *Nature* 402, 480.
- Schuler T, Poppy GM, Kerry BR & Denholm I.* 1999. Potential side effects of insect resistant transgenic plants on arthropod natural enemies. *Trends in Biotechnology* 17, 210-216.
- Stewart Jr. CN, All JN, Raymer PL & Ramachandran S.* 1997. Increased fitness of transgenic insecticidal rapeseed under insect selection pressure. *Molecular Ecology* 6, 773-779.
- Traugott MS & Stamp NE.* 1997. Effects of chlorogenic acid- and tomatine-fed caterpillars on performance of an insect predator *Oecologia* 109, 265-272.
- Trevors JT, Kuikman P & Watson B.* 1994. Transgenic plants and biogeochemical cycles. *Molecular Ecology* 3, 57-64.