

Utlakning av glyfosat och AMPA i jordbruksmark

Lars Bergström^a, John Stenström^b och Elisabet Börjesson^b

^aInstitutionen för Mark och Miljö, Box 7014, 75007 Uppsala

^bInstitutionen för Mikrobiologi, SLU, Box 7025, 75007 Uppsala

Bakgrund

Utlakning av bekämpningsmedel från jordbruksmark har varit mycket omdiskuterad världen över under många år, framför allt med tanke på risken för att bekämpningsmedel hamnar i yt- och grundvatten (Hallberg, 1989; Adielsson m.fl., 2007). Lättrörliga och persistenta bekämpningsmedel kan transporteras långa sträckor med vatten och därmed upptäckas långt från den plats där de applicerats. När man klassificerat bekämpningsmedels rörlighet har man historiskt vanligen utgått från substansernas fysikaliska och kemiska egenskaper (Tooby & Marsden, 1991), vilket innebär att man haft stor tilltro till deras sorptionsegenskaper, vattenlöslighet etc. Med ett sådant synsätt blir bekämpningsmedel som sorberas starkt till jordmaterial klassade som icke lakningsbenägna. När man studerar rörlighet av bekämpningsmedel under fältförhållanden visar det sig dock att så inte alltid är fallet (Bergström & Stenström, 1998). Marken är ett mycket komplext system där ett flertal processer pågår samtidigt, vilket kan överskugga vad som kan förväntas ske med utgångspunkt från pesticidegenskaper, som t.ex. sorption. Det innebär att ibland kan även bekämpningsmedel med stark sorption till jordmaterial spåras i yt- och grundvatten.

Glyfosfat (*N*-(phosphonomethyl)glycine), som är den aktiva substansen i ogräsmedlet Roundup, är ett bra exempel på detta. Den introducerades av Monsanto 1974 och är idag det mest använda ogräsbekämpningsmedlet i världen. Glyfosat har en adsorptionskonstant (K_{oc}) som varierar mellan 300 och 20000 (Roberts, 1998), och kan därför förväntas vara mer eller mindre orörlig i marken (Piccolo m.fl., 1994; de Jonge & de Jonge, 1999). De få studier där man undersökt rörligheten av glyfosat indikerar också att sannolikheten för att glyfosat ska lakas är relativt begränsad (Cheah m.fl., 1997). Trots detta hittar man glyfosat ganska frekvent i svenska ytvatten (Ulén m.fl., 2002; Adielsson m.fl., 2007) och ibland även i ytligt grundvatten. Ett tänkbart sätt att starkt sorberade substanser som glyfosat ska kunna transporteras i marken är genom s.k. ”facilitated transport” (Grolimund m.fl., 1997), d.v.s. genom att de partiklar som glyfosat är bundet till rivs loss och transporteras genom makroporer i marken. Utöver förluster via ytavrinning och erosion kan detta vara en viktig anledning till att glyfosat hittas i ytvatten, men ännu har inte denna process studerats kvantitativt under svenska förhållanden.

En av anledningarna till att glyfosat används så frekvent är att den i stor utsträckning används utanför jordbruket (privat användning i trädgårdar, på industrimark, kommunala områden etc.). Det gör det svårt att utreda varifrån det glyfosat som hittas i naturliga vatten verkligen kommer. I en svensk undersökning där man analyserade avloppsvatten

och dagvatten med avseende på bl.a. glyfosat fann man halter upp till 0,9 µg/L (Ulén m.fl., 2002). I ett jordbruksdominerat område i Skåne (Vemmenhög) har mer än 90% av de bekämpningsmedelsrester man hittade sannolikt sitt ursprung i s.k. punktkällor (rester i gamla emballage, tvättvatten från sprutor etc.)(Kreuger m.fl., 2004). Det kan med andra ord vara så att de påvisbara mängder av glyfosat som vi finner i våra vatten inte alls transporteras dit genom utlakning från jordbruksmark, vilket idag ofta hävdas. Det är också värt att notera att den registreringsverksamhet som berör risker kopplade till användning av bekämpningsmedel i jordbruket är i hög grad baserad på just benägenhet för utlakning. Så vitt vi vet finns det dock endast någon enstaka studie där man uppmätt utlakning av glyfosat under fältförhållanden i nordiskt klimat (Kjaer m.fl., 2005), vilket gjorts i studien som beskrivs i denna rapport. Eftersom utlakningsstudien utförts i ostörda markprofiler får man dessutom ett bra kvantitativt mått på mängden glyfosat som transporterats. Kunskap om möjligheten att glyfosat kommer att röra sig i marken, och i vilken omfattning så sker, är helt avgörande för hur vi utformar framtida åtgärder mot spridning av glyfosat till yt- och grundvatten.

Målet med projektet har varit att öka vår förståelse för processerna som styr utlakning av glyfosat och AMPA ((aminometyl)phosphonic acid) i sand- och lerjord, samt kvantifiera utlakningsrisken både i form av partikelbunden transport, d.v.s. genom att hela komplexet glyfosat/partikel rör sig genom större makroporer i marken och löst i markvätskan.

Material och Metoder

Studiens uppläggning

För att bestämma utlakningsrisken för glyfosat och AMPA under fältförhållanden användes ostörda lysimeterkolonner. På basis av vad som nämnts ovan, gjordes detta i en välstrukturerad lerjord och i en sandjord. Att större porer och sprickor i en lerjord har stor betydelse för transport av ämnen i marken visades i en studie som utfördes i samma lerjord som användes i denna undersökning (Bergström & Shirmohammadi, 1999). Det visade sig att ett färgämne (azophloxine) nådde en meters djup efter drygt en timme i lerjorden, medan inget av tillfört färgämne kunde spåras i avrinnande vatten efter 48 timmar i sandjorden.

De resultat som presenteras nedan täcker perioden 18 sept. 2006 till 18 sept. 2008, dvs inkluderar två år efter spridning av glyfosat.

Lysimeterexperiment

Sju ostörda markprofiler (1-m långa; 0,3-m diam.), belägna i en lysimeteranläggning vid SLU, användes. Fyra av dessa var en lerjord från Lanna försöksstation i Västergötland och tre en sandjord från Nántuna i Uppland. Det lägre antalet sandlysimetrar motiverades av sandjordars normalt större homogenitet med avseende på flödesprocesser (Bergström & Shirmohammadi, 1999). Lysimetrarna samlades in med en borrhälssteknik utvecklad vid inst. för Mark och Miljö, SLU (Persson & Bergström, 1991). Efter insamling och preparering placerades lysimetrarna i en lysimeteranläggning vid SLU i Uppsala

Tabell 1. Utvalda fysikaliska och kemiska egenskaper hos Lanna lerjord och Nåntuna sand

Skikt	Textur (Gr/Sa/Si/Le)		Org. material	Katjon- bytes- kapacitet	Volym- vikt	pH	Vattenhalt vid tensioner (cm)	
		%					100	15000
cm	%		cmol _c kg ⁻¹	g cm ⁻¹	m ³ m ⁻³			
<i>Lera</i>								
0-30	1.3/6.0/46.2/46.5		4.4	28.4	1.24	7.2	0.359	0.193
30-60	0.6/2.7/40.6/56.1		0	33.6	1.43	7.4	-	0.249
60-90	0.2/1.8/37.4/60.6		0	-	1.46	7.4	-	0.297
<i>Sand</i>								
0-30	0/87.8/4.5/7.7		2.0	4.7	1.43	7.4	0.180	0.034
30-60	0/95.4/4.6/0		1.0	1.8	1.47	6.4	0.165	0.019
60-90	-		1.0	1.4	1.46	7.0	0.065	0.016

(Bergström, 1992). En beskrivning av jordprofilernas fysikaliska och kemiska egenskaper finns redovisad i Tabell 1.

Alla skötselåtgärder i lysimetrarna (sådd, gödselgivor etc.) utfördes för att efterlikna naturliga betingelser så långt det är möjligt. Första årets gödsling och sådd utfördes 21 maj 2006, varvid 2 g kornkärnor applicerades i tre rader i varje lysimeter och NPK gödselmedel tillfördes motsvarande 100 kg N, 22 kg P och 55 kg K per hektar. Proceduren upprepades 26 maj 2007 och 30 maj 2008, då samma mängd kornkärnor och gödselmedel applicerades. Lysimetrarna skördades 1 september 2006, 28 september 2007 och 16 september 2008, varvid allt ovanjordiskt material klipptes av, torkades (50°C) och vägdes.

Glyfosat applicerades 18 september 2006 i en mängd motsvarande 1,64 kg aktiv substans/ha, vilket motsvarar en normal dos i svenskt jordbruk. Isotopmärkt [¹⁴C]glyfosat användes för att kunna göra en snabb "screening" med scintillationsräknare. Glyfosat löst i vatten droppades på lysimetrarna med hjälp av en 10-mL plastspruta. Ingen tillskottsbevattning gjordes efter det att glyfosat applicerats. Avrinnande vatten samlades in veckovis, eller när vatten fanns tillgängligt. Efter insamling förvarades vattenproven i en frys (-20°C) i avvaktan på analys.

Efter försöksperioden, 5 oktober 2008, provtogs jordprofilerna skiktvis för att kvantifiera vad som finns kvar av glyfosat och AMPA. Proven togs ut med en jordborr i tre skikt, 0-

30, 30-60 och 60-90 cm, från de lysimetrar som behandlats med glyfosat. Efter provtagning och innan analys förvarades proven i en frys (-20°C). Prov av såväl matjord som alv togs även ut 17 oktober 2007 för bestämning av adsorptionsegenskaper och nedbrytning av glyfosat i de två jordarna.

Lysimeterförsöken som beskrivs ovan följer i stort sett den metod som rekommenderas för bestämning av bekämpningsmedels rörlighet i svensk registreringsverksamhet, vilken finns beskriven i detalj i flera dokument (Bergström, 1992; 1993; 2001).

Adsorptionsstudie

Adsorptionsbestämningar med avseende på glyfosat utfördes enligt OECD guideline 106 (OECD, 2000). Jordproven (4 g) skakades med 0,01 M CaCl₂ i 24 h, varefter glyfosat tillsattes så att 5 initalkoncentrationer erhöles i intervallet 0,15-10 µg/g. Efter det att proven återigen skakats i 24 h, centrifugerades proverna i 20 min. Fördelningen mellan fast och flytande fas bestämdes och data anpassades till en linjär version av Freundlichs adsorptionsekvation.

Nedbrytningsstudie

Glyfosat upplöst i vatten (1,4 mg/mL) droppades över 15 g fältfuktig jord som torkades och blandades, varefter ytterligare jord tillsattes för att erhålla en initial koncentration av 10 µg glyfosat per g ts jord. Vattenhalten justerades därefter till 60% av jordens vattenhållande förmåga (WHC) och proverna inkuberades i mörker vid 20°C under 2, 4, 8, 16, 32, och 64 dagar. Justering av vattenhalten till 60% av WHC gjordes varje vecka vid behov. I avvaktan på analys förvarades proverna i frys (-20°C). Första ordningens nedbrytningskonstant för glyfosat bestämdes slutligen.

Analysmetoder - vatten

Analysen utfördes med 50 mL vattenprov som tillsattes inre standard (¹³C och ¹⁵N-inmärkt glyfosat och AMPA) och ställdes till neutralt pH. Provet renades med C18 SPE-kolonn och en jonbytkolonn, indunstades, derivaterades och mättes till slut med en gaskromatografisk metod med MS-detektor (GC-MS). Kriterier för positivt utslag har varit att 'Target ion' ska visa en area större än 3 ggr baslinjebruset och 'Qualifier ion' ska ligga inom definierat område för både glyfosat och AMPA, vilket motsvarar en detektionsgräns av 0,1 µg/L.

För att separera partiklar från lakvattnet, filtrerades proven genom ett 0,22 µm glassfiberfilter. Filtret vägdes före och efter filtrering, torkades i 105°C, varefter partiklarnas torrsvikt bestämdes. Filtret och partiklarna analyserades efter extraktion med 0,1 M NaOH följt av samma metod som beskrivits ovan för bestämning av glyfosat och AMPA i vattenprover.

Analysmetoder - jord

Jordprover extraherades med 0,1 M NaOH. Efter centrifugering analyserades vätskedelen på liknande sätt som beskrivits ovan för vattenprover.

Resultat och Diskussion

Avrinning

Nederbörds mängden efter spridning av glyfosat under hösten 2006 (232 mm) var klart över den normala för Uppsala, vilket påtagligt påverkade avrinningen från lysimetrarna (Tabell 2). Från sandjorden var avrinningen i medeltal 169 mm från spridning fram till 31 dec. 2006, och från lerjorden var motsvarande siffra 155 mm. Hösten 2006 var med andra ord ett riktigt 'worst-case scenario' med avseende på utlakningsrisk för bekämpningsmedel. Under 2007 var nederbörds mängden mer normal för regionen (550 mm), men relativt ojämnt fördelad. Under perioder med låg avdunstning (januari, november och december 2007), var nederbörden relativt hög, vilket också ökade avrinningen och därmed risken för utlakning. I sandjorden uppmättes en medelavrinning på 229 mm och från lerjorden 158 mm (exklusive lysimetrarna från nolledet som slaktades i oktober 2007) (Tabell 2). Under 2008 var vattentillförseln (432 mm) återigen högre än normal nederbörd för regionen under samma period, vilket återspeglades i relativt hög avrinning från båda jordarna (Tabell 2).

Totalt över perioden (2006-2007) uppmättes en avrinning på i medeltal 572 mm från sandjorden och 461 mm från lerjorden, vilket motsvarar 47 resp. 38 % av nederbörden (inkl. bevattning) som var 1214 mm. Jämfört med andra liknande studier utförda under svenska förhållanden är dessa mycket höga siffror (Bergström, 1995).

Tabell 2. Nederbörd och avrinning (mm) från lysimetrarna.

År	Vatten- tillförsel	Mellby sand			Lanna clay			
		Lys 1	Lys 2	Lys 3	Lys 1	Lys 2	Lys 3	Lys 4
2006 ^a	232	169,6	167,6	170,8	159,6	151,8	154,2	152,9
2007	550	231,1	226,7	148,2 ^b	161,9	164,3	147,4	110,1 ^b
2008 ^c	432	183,5	165,3	-	150,8	148,8	143,2	-
Tot	1214	584,2	559,6	319,0	472,3	464,9	444,8	263,0

^aMätperioden sträckte sig från 18 sept. till 31 dec.

^bLysimetrarna som representerar nolledet slaktades 17 okt. då mätningarna upphörde.

^cMätperioden sträckte sig från 1 jan. till 18 sept.

Tabell 3. Medelutlakning (n = 2-3) av glyfosat och AMPA ($\mu\text{g/L}$) från respektive jord. De uppmätta koncentrationerna avser totala glyfosat- och AMPA-halter i vattenproven. Kvantifieringsgränsen var 0,1 $\mu\text{g/L}$.

Datum	Mellby sand		Lanna clay	
	Glyfosat	AMPA	Glyfosat	AMPA
<u>2006</u>				
Sep 29	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Okt 9	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Okt 16	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Okt 25	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Okt 30	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Nov 7	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Nov 16	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Nov 24	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dec 1	<0,1	<0,1	0,34	<0,1
Dec 17	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
<u>2007</u>				
Jan 10	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Jan 17	0,12	<0,1	<0,1	<0,1
Jan 30	<0,1	<0,1	0,16	<0,1
Mar 9	0,36	<0,1	0,18	<0,1
Mar 16	<0,1	<0,1	0,44	0,10
Apr 5	<0,1	<0,1	0,20	<0,1
Jun 1	<0,1	<0,1	0,14	<0,1
Jul 1	<0,1	<0,1	-	-
Dec 7	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dec 21	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
<u>2008</u>				
Jan 21	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Feb 5	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Mar 5	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Apr 7	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Apr 21	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Aug 26	<0,1	<0,1	-	-

Glyfosat och AMPA i vatten

I 21 st av de analyserade vattenproverna påvisades glyfosat i koncentrationer över 0,1 $\mu\text{g/L}$, med 0,57 $\mu\text{g/L}$ som det enskilt högsta värdet i vatten från en av lerlysimetrarna. Metaboliten AMPA påvisades i 2 st prover i halter över 0,1 $\mu\text{g/L}$, med en högsta

koncentration av 0,3 µg/L i vatten från samma lerlysimeter som hade den högsta glyfosatkoncentrationen.

Om man karakteriserar ett lakningsbeteende av glyfosat från respektive jord baserat på medelvärden (Tabell 3), ser man att från sandjorden kom utlakningstoppen (0,36 µg/L) i början av mars 2007 (5-6 månader efter applicering). Under den perioden var avrinningen ungefär 250 mm från sandlysimetrarna. Därefter klingade halterna av och medelhalterna var <0,1 µg/L redan från 16 mars 2007 och framåt. Ett sådant lakningsbeteende indikerar att traditionellt 'kolvflöde' varit den dominerande flödesprocessen genom jordprofilen. Lerjordens initiala glyfosattopp inträffade några månader tidigare (i början av december 2006) och var ungefär lika hög (0,34 µg/L). Den avrunna vattenmängden var emellertid betydligt lägre (ca. 150 mm), vilket indikerar att glyfosat bitvis transporterades i makoporer i lerjorden. Den högsta toppen i lerjorden (0,44 µg/L) inträffade dock även i början av mars 2007 i lerjorden. I lerjorden hade halterna sjunkit under detektionsgränsen från sommaren 2007 och framåt. Utlakningen av AMPA var i stort sett obefintlig i såväl i sandjorden som lerjorden (Tabell 3).

Den totala mängden glyfosat som utlakades från sandjorden var 0,13 g/ha och från lerjorden 0,28 g/ha. Detta motsvarar 0,009 och 0,019% av den mängd som applicerades på respektive jord. Utlakningen av AMPA var obefintlig från sandjorden och 0,03 g/ha från lerjorden. Utlakningen av den ¹⁴C som applicerades i september 2006 var sammanlagt 0,31% från sandjorden och 0,25% från lerjorden.

Av de vattenprover som hade högsta totala halterna av glyfosat i respektive jord, filtrerades proverna för att bestämma den mängd glyfosat som var partikelbunden (se metodbeskrivning ovan). Det visade sig dock att i inget av dessa prover var den partikelbundna fraktionen över 0,1 µg/L, vilket tyder på att partikelbunden glyfosattransport i de studerade jordarna är obetydlig, trots stora mängder lerpartiklar i lakvattnet från lerjorden. Det finns emellertid enstaka studier som visat att partikelbunden transport av glyfosat kan förekomma. De Jonge m.fl. (2000) visade t.ex. i ett lysimeterexperiment med matjord från en lerig sandjord att mellan 1 och 27 % av mängden glyfosat i lakvattnet var partikelbunden. Med tanke på de låga totala halterna som uppmättes i vårt experiment blir följden om den partikelbundna delen är lägre än 25% att man hamnar under detektionsgränsen (<0,1 µg/L), vilket var fallet.

Adsorption och nedbrytning av glyfosat

Adsorptionskonstanter (K_f) bestämdes för båda jordarna. Resultaten visar att adsorptionen var betydligt större i lerjorden än i sandjorden, och större i sandjordens matjord än i alven (Tabell 4). I lerjorden däremot var adsorptionen större i alven än i matjorden (Tabell 4). Dessa resultat indikerar att glyfosat framför allt adsorberas till lerpartiklar och till dessa bundna järnhydroxider och inte till organiskt material (Vereecken, 2005).

Tabell 4. Summering av resultaten från adsorptionsmätningarna med glyfosat som utfördes för fem koncentrationer i duplikat.

Jord	$\log K_f$	K_f	1/n	r^2
Sandjord – matjord	1,611	40,8	0,919	0,999
Sandjord – alv	1,526	33,5	0,892	0,999
Lerjord - matjord	2,133	135,8	0,993	1,000
Lerjord – alv	2,184	152,8	1,005	1,000

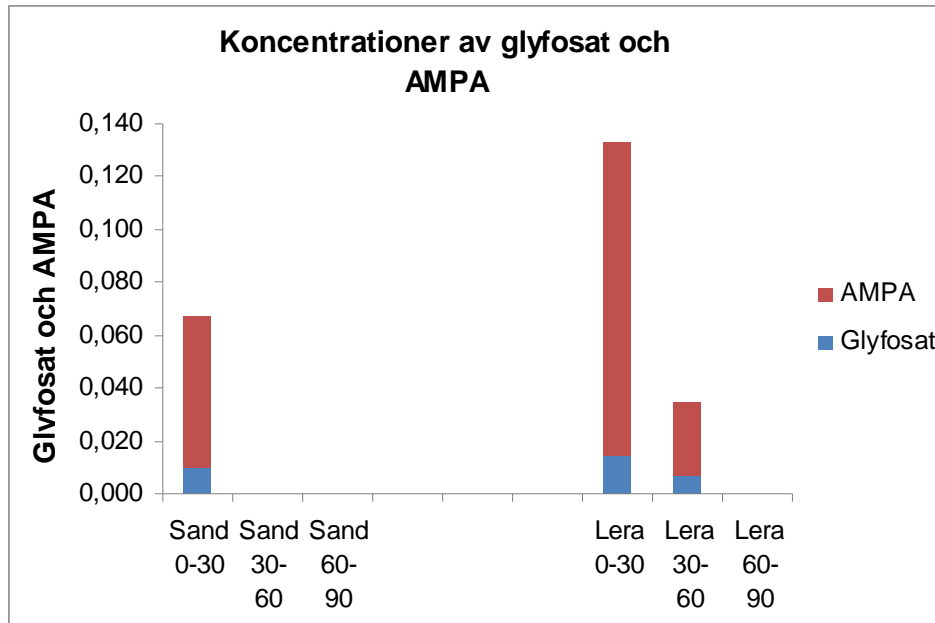
Nedbrytningen av glyfosat var betydligt snabbare i sandjorden än i lerjorden och dessutom snabbare i matjorden än i alven i båda jordarna (Tabell 5). Halveringstiden i lerjorden översteg 100 dagar i hela profilen och var 152 dagar i alven, vilket sannolikt bidrog till att utlakningen av glyfosat var högre i lerjorden. Nedbrytningen av glyfosat anses i första hand ske mikrobiellt (Borggaard & Gimsing, 2008) och som en co-metabolisk process (Rueppel m.fl., 1977). Nedbrytningshastigheten har också visat sig vara omvänt proportionell mot adsorptionen (Sørensen m.fl., 2006), vilket innebär att om sorptionen är stark skulle nedbrytningshastigheten avta, sannolikt beroende på minskad biotillgänglighet (Bergström & Stenström, 1998). I denna studie fanns ett tydligt sådant samband, d.v.s. den starka adsorptionen av glyfosat i lerjorden åtföljdes av långsam nedbrytning. Detta återspeglades även i de restmängder av glyfosat som fanns kvar i respektive jord vid experimentets avslutande (se nedan).

Tabell 5. Summering av resultaten från nedbrytningsmätningarna.

Jord	c_0 (mg/kg)	k (per dag)	$t_{1/2}$ (dagar)	r^2
Sandjord – matjord	11,21	0,041	17,1	0,978
Sandjord – alv	12,27	0,019	36,6	0,985
Lerjord - matjord	11,99	0,006	110	0,948
Lerjord – alv	11,61	0,005	152	0,562

Restmängder av glyfosat och AMPA i jordprofilen

De restmängder som fanns kvar av glyfosat och AMPA i jordprofilerna 748 dagar efter applicering av glyfosat finns redovisade i Figur 1. I sandjorden fanns det rester av båda substanserna kvar endast i matjorden, men i lerjorden fanns det även rester i alvens övre skikt (30-60 cm). Den totala mängden glyfosat i profilen var 0,010 $\mu\text{g/g}$ ts i sandjorden och 0,021 $\mu\text{g/g}$ ts i lerjorden. Den totala mängden AMPA var 0,058 $\mu\text{g/g}$ ts i sandjorden och 0,147 $\mu\text{g/g}$ ts i lerjorden. Restmängderna av AMPA var med andra ord betydligt



Figur 1. Restmängder ($\mu\text{g/g ts}$) av glyfosat och AMPA i sand- och lerjorden 748 dagar efter applicering av glyfosat.

större i båda jordarna. Vid experimentets slut fanns det ungefär 2,5% glyfosat kvar i sandjorden av det som applicerades två år tidigare. Motsvarande siffra för lerjorden var 5,6%. Det är ingen tvekan om att den snabbare nedbrytningen av glyfosat i sandjorden varit avgörande för den betydligt mindre mängden av glyfosat som fanns kvar i jorden vid experimentets slut, liksom hur mycket som lakades ut under perioden som påpekats ovan.

Slutsatser

Resultaten från denna studie visar att låga halter av såväl glyfosat som AMPA kan lämna rotzonen vid höstspridning i framför allt lerjordar. Denna studie visar dock att transport av glyfosat bunden till lerpartiklar, som ofta framförs som en möjlig transportmekanism för glyfosat, har liten betydelse. De små mängder som lakades ut i denna studie var i löst form. I sandjorden var förlusterna av glyfosat mycket små ($<0,01\%$ av vad som applicerades). Detta trots att väderbetingelserna bitvis var extrema, med mycket hög nederbörd under hösten/vintern 2006/2007, inom en månad efter det att glyfosat applicerats.

Man kan följaktligen dra slutsatsen att utlakning av glyfosat från jordbruksmark vid normal användning sannolikt svarar för endast en liten del av vad man hittar i svenska yt- och grundvatten.

Referenser

- Adielsson, S., Törnquist, M. & Kreuger, J. 2007. Bekämpningsmedel (växtskyddsmedel) i vatten och sedimVid slutetent från typområden och år samt i nederbörd under 2006. *Ekohydrologi* 99:1-61.
- Bergström, L. 1992. A Swedish lysimeter test system suitable for studying fate and behaviour of pesticides in soils. In: *Lysimeter Studies of the Fate of Pesticides in the Soil*. Führ, F. and Hance, R.J. (eds.). BCPC Mono. No. 53. British Crop Protection Council, Farnham, UK, pp. 73-81.
- Bergström, L. 1993. Leaching of agrochemicals, a method to test mobility of chemicals in soil. In: *Guidelines – Soil Biological Variables in Environmental Hazard Assessment*. Torstensson, L. (ed.). SNV Report 4262. Swedish Environmental Protection Agency, Solna, Sweden, sid. 13-21.
- Bergström, L. 1995. Leaching of dichlorprop and nitrate in structured soil. *Environ Poll.* 87:189-195.
- Bergström, L.F. & Shirmohammadi, A. 1999. Areal extent of preferential flow with profile depth in sand and clay monoliths. *J. Soil. Contam.* 8:637-649.
- Bergström, L. 2001. Leaching of agrochemicals in field lysimeters - a method to test mobility of chemicals in soil. I: *Pesticide/Soil Interactions: Some Current Research Methods*. Cornejo, J. & Jamet, P. (eds.). COST 66.
- Bergström, L. & Stenström, J. 1998. Environmental fate of pesticides. *Ambio* 27:16-23.
- Borggaard, O.K. & Gimsing, A.L. 2008. Fate of glyphosate in soil and the possibility of leaching to ground and surface waters: a review. *Pest Manage. Sci.* 64:441-456.
- Cheah, U.-B., Kirkwood, R.C. & Lum, K.-Y. 1997. Adsorption, desorption and mobility of four commonly used pesticides in Malaysian agricultural soils. *Pestic. Sci.* 50:53-63.
- De Jonge, H. & de Jonge, L.W. 1999. Influence of pH and solution composition on the sorption of glyphosate and prochloraz to a sandy loam soil. *Chemosphere* 39:753-763.
- De Jonge, H., de Jonge, L.W. & Jacobsen, O.H. 2000. [14C]Glyphosate transport in undisturbed topsoil columns. *Pest Manage. Sci.* 56:909-915.
- Grolimund, D., Borkovec, M., Barmettler, K. & Sticher, H. 1996. Colloid-facilitated transport of strongly sorbing contaminants in natural porous media: a laboratory column study. *Environ. Sci. Technol.* 30:3118-3123.
- Hallberg, G.R., 1989. Pesticide pollution of groundwater in the United States. *Agric. Ecosystems Environ.* 26:299-367.
- Kjaer, J., Olsen, P., Ullum, M. & Grant, R. 2005. Leaching of glyphosate and aminomethylphosphonic acid from Danish agricultural field sites. *J. Environ. Qual.* 34:608-620.
- Kreuger, J., Törnquist, M. & Kylin, H. 2004. Bekämpningsmedel i vatten och sediment från typområden och år samt i nederbörd under 2003. *Ekohydrologi* 81:1-83.
- Persson, L. & Bergström, L. 1991. Drilling method for collection of undisturbed soil monoliths. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 55:285-287.
- OECD, 2000. Adsorption/desorption using a batch equilibrium method, Test No. 106. I: *OECD Guidelines for Testing of Chemicals*, sid. 1-44.

- Piccolo, A., Celana, G., Arienzo, M. & Mirabella, A. 1994. Adsorption and desorption of glyphosate in some European soils. *J. Environ. Sci. Health B* 29:1105-1115.
- Roberts, T. (ed.) 1998. Metabolic pathways of agrochemicals – Herbicides and plant growth regulators. The Royal Soc. of Chemistry, Cambridge, UK, pp. 396-400.
- Rueppel, M.L., Brightwell, B.B., Schaefer, J. & Marvel, J. 1977. Metabolism and degradation of glyphosate in soil and water. *J. Agric. Food Chem.* 25:517-528.
- Sørensen, S.R., Schlutz, A., Jacobsen, O.S. & Aamand, J. 2006. Sorption, desorption and mineralisation of the herbicides glyphosate and MCPA in samples from two Danish soil and subsurface profiles. *Environ. Poll.* 141:184-194.
- Tooby, T.E. & Marsden, P.K. 1991. Interpretation of environmental fate and behaviour data for regulatory purposes. *I: Pesticides in Soils and Water*. Walker, A. et al. (eds.). BCPC Mono. No. 47. British Crop Protection Council, Farnham, UK, sid. 3-10.
- Ulén, B., Kreuger, J. & Sundin, P. 2002. Undersökning av bekämpningsmedel i vatten från jordbruk och samhällen. *Ekohydrologi* 63:1-27.
- Vereecken, H. 2005. Mobility and leaching of glyphosate: a review. *Pest Manage. Sci.* 61:1139-1151.