

Kartering av pesticider i dräneringsvatten från integrerad och konventionell växtodling

Maria Stenberg¹, Jenny Kreuger², Karl Delin¹ och Carl-Anders Helander¹

¹ Hushållningssällskapet Skaraborg, Box 124, 532 22 Skara

² SLU, Institutionen för mark och miljö, Box 7014, 750 07 Uppsala

Bakgrund och mål

Pesticidanvändningen inom jordbrukets växtodling har uppmärksammats under en lång tid. Idag är användningen starkt reglerad. De flesta lantbrukare följer de lagar, regler och rekommendationer som reglerar användningen och som strävar mot ett säkert växtskydd. Trots det hittas pesticider i grund- och ytvatten (Kreuger, 2000; Sundin et al., 2002; Törnquist et al., 2002; Ulén, et al., 2002; Kreuger et al., 2003; Adielsson et al., 2007). Även sedan länge förbjudna substanser hittas ibland i våra vatten. Kantzoner i skiftesgränser, mot vattendrag och dikesbrunnar, samt biobäddar är några åtgärder som uppmärksammats i olika kampanjer för ett säkrare växtskydd och minskad spridning till omgivande miljö. Även olika odlingsåtgärder liksom pesticidens inneboende egenskaper, t.ex. persistens och adsorptionsförmåga påverkar i hög grad dess rörlighet i miljön. Likaså markens beskaffenhet har stor betydelse för hur pesticiden rör sig. En lätt jord släpper igenom lösta ämnen snabbare än en lerjord. På en lerjord kan stora flöden av vatten uppstå vid riklig sprickbildning och nederbörd. Sker det nära spridning av ett bekämpningsmedel så kan risken öka för transport till yt- och grundvatten.

Flöde av vatten i en markprofil som kan orsaka utlakning av pesticider beror av strukturen i marken och då speciellt makroporerna (se t.ex. Larsson, 1999). Förekomst av pesticider i dräneringsvatten kort inpå nederbörd efter en applicering av pesticiden samtidigt som man bara finner pesticiden i de ytligare jordlagren är ett tecken på att makroporflödet har betydelse för risken för pesticidutlakning (Harris & Catt, 1999; Larsson & Jarvis, 1999). Transporten av vatten är annorlunda i en jord som aldrig plöjs jämfört med en som plöjs då markstrukturen utvecklas olika i jordlager som bearbetas jämfört med obearbetade jordlager vilket påverkar både infiltrationskapacitet och transport av vatten inom och mellan jordlager (Goss et al., 1984; Comia et al., 1994; Riley et al., 1994; Gish et al., 1995; Harris & Catt, 1999; Roland, 2003). Mängd, intensitet och frekvens i nederbörd har visat sig spela en stor roll för pesticidtransporten i flera studier (Larsson & Jarvis, 1999). Nederbörden samspelar med bearbetningssystemen i hur pesticidutlakningen påverkas (Kitchen et al., 1998; Harris & Catt, 1999). Utlakning av pesticider skiljer sig alltså mellan system men är beroende av hur markstrukturen har utvecklats vid utelämnad bearbetning vilket skiljer sig åt mellan jordar. Om pesticider anrikats i en del av markprofilen beroende av bearbetningssystem och intensitet i användning, påverkar detta hur mycket som transporteras från jordbruksmark (Düring et al., 2002; Fomsgaard et al., 2003). I Sverige har transporten av pesticider i olika bearbetnings- och odlings-system studerats i mycket begränsad omfattning. Över täckdiken kan transporten av vatten till dräneringssystemet gynnas vilket kan påverka utlakning av olika ämnen, både lösta och partikelbundna, från täckdikad åkermark. På nydikad mark skulle detta kunna vara fallet i högre grad än från mark som täckdikats längre tillbaka. I integrerad odling används pesticider behovsanpassat och som ett komplement till effekter av övriga odlingsåtgärder som också syftar till att minska pesticidbehovet. Växtskyddet bygger i första hand på förebyggande åtgärder i form av växtföljd, sortblandningar och satsningen på biologisk mångfald. För att minska den negativa inverkan av kemisk bekämpning används låga doser och när det finns valmöjlighet i fråga om preparat eftersträvas alltid att använda det med bäst miljöegenskaper. Särskild återhållsamhet tillämpas beträffande insektsbekämpning. Glyfosat är en av de mest använda substanserna i Sverige. Tidigare ansågs det att glyfosat bryts ner så snabbt i växten och i kontakt

med jord att det inte lakas ut. Analysmetoder har utvecklats först på senare år och när man sedan började analysera vattenprover inom miljöövervakningen hittades glyfosat frekvent (Adielsson et al., 2007).

I den här studien har vi följt utlakning av pesticider i fältskala från skiften som alla drivs enligt principen att följa riktlinjer för bästa möjliga handhavande. Under tre år följdes pesticidtransporten i ett integrerat och ett konventionellt odlingsystem på lerjord. Målet var att över tiden följa hur olika odlingsåtgärder påverkar risken för oönskad spridning av pesticider till recipient genom att följa vilka pesticider som förekommer i dräneringsvattnet i de integrerade och konventionella odlingsystemen utifrån den kartering som görs inom miljöövervakningsprogrammet samt att följa upp vilka pesticider som har använts och vilka som används.

Material och metoder

Försöksplats

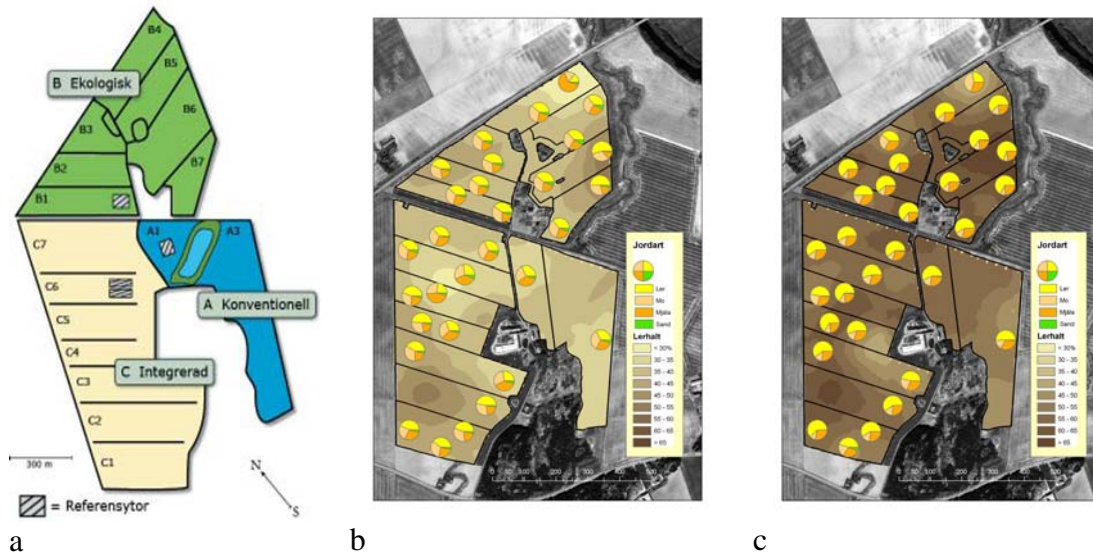
Projektet utfördes våren 2005 till våren 2008 på Hushållningssällskapet Skaraborgs gård Logården, Grästorp, där det sedan 1991 pågår utveckling av integrerad och ekologisk växtodling parallellt med konventionell inom ett odlingsystemprojekt (Delin, 2003; Helander & Delin, 2004). Målsättningen med Logårdsprojektet är att utveckla växtodlingssystem som är uthålliga, produktiva och ger ändamålsenliga produkter. Projektet har ett långsiktigt mål då utvärdering av olika odlingsystems konsekvenser ur biologisk/ekologisk synpunkt kräver långsiktiga studier. De olika växtföljderna (tabell 1) drivs på fasta skiften (figur 1a). Varje gröda i växtföljden representeras varje år i det integrerade systemet. I det integrerade systemet är vallen tvåårig och innehåller gräs, rödklöver och lusern. Det integrerade systemet brukas huvudsakligen plöjningsfritt, några av skiftena plöjs vid behov sedan 2004. Jordbearbetning på hösten behovsanpassas och förekomsten av rotagräs på respektive skifte får styra stubbearbetningen. I det integrerade odlingsystemet på Logården finns lähäckar och 3 m gräsremсор etablerade mellan skiftena för att gynna biologisk mångfald och naturliga fiender, samt skapa en mer attraktiv landskapsbild.

Tabell 1. Grödor i det konventionella och i det integrerade odlingsystemen på Logården 2004-2008.

Växtföljden är sjuårig i det integrerade odlingsystemet och sexåriga i det konventionella

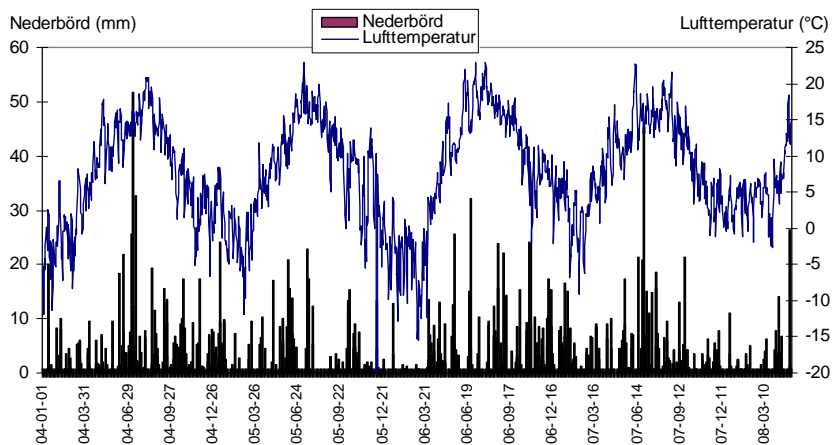
Odlingsystem	Skifte	2004	2005	2006	2007	2008
Konventionell	A1	Havre	Höstvete	Havre	Höstvete	Havre
Konventionell	A3	Höstvete	Havre	Höstvete	Höstraps	Höstvete
Integrerad	C1	Gröngödsl. II	Höstraps	Höstvete	Havre	Åkerböna
Integrerad	C2	Havre	Åkerböna	Vårvete	Gröngödsl. I	Gröngödsl. II
Integrerad	C3	Höstraps	Höstvete	Havre	Åkerböna	Vårvete
Integrerad	C4	Gröngödsl. I	Gröngödsl. II	Höstraps	Höstvete	Havre
Integrerad	C5	Höstvete	Havre	Åkerböna	Vårvete	Gröngödsl. I
Integrerad	C6	Åkerböna	Vårvete	Gröngödsl. I	Gröngödsl. II	Höstraps
Integrerad	C7	Vårvete	Gröngödsl. I	Gröngödsl. II	Vårrops ¹	Höstvete

¹ Misslyckad etablering av höstraps hösten 2006.



Figur 1. a) Odlingsystemen och skiftenas inbördes placering på försöksgården Logården, b) jordart (lera, mjäla, mo och sand, %) i matjord och c) i alv med interpolerad lerhalt (%) i bakgrunden.

Jordarten är mellanlera med 2-3 % mullhalt (figur 1b och 1c). Brukningsförhållandena på hela gården är väl kända då driften dokumenterats kontinuerligt sedan 1991 (Delin, 2003). Täckdikningen på hela gården förnyades 2003. Den befintliga klimatstationen uppgraderades 2005 med stöd av VL-stiftelsen. Inför omdränningen av Logården genomfördes en karakterisering av matjord, plogsula och alv vilket möjliggör kvantitativa och kvalitativa registreringar av förändringar i odlingsystemen (Roland, 2003; Stenberg et al., 2005). Lufttemperatur och nederbörd under projektperioden visas i figur 2.

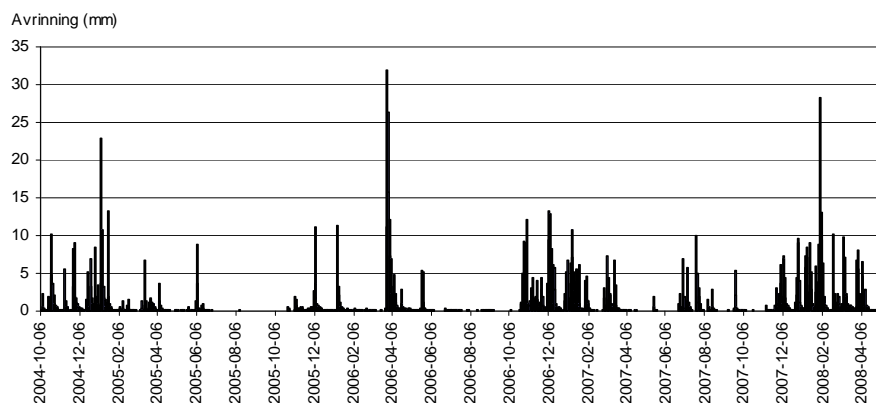


Figur 2. Daglig nederbörd och dygnsmedeltemperatur på Logården 2004-april 2008.

Pesticidanvändning på Logården

Ogräsbekämpning står för den största delen av den kemiska bekämpningen på Logården och dessa preparat har därför följts i störst omfattning. I den konventionella delen används i regel reducerade doser och effektivast möjliga preparat till den aktuella ogräsfloran. Behandlingen av grödorna med herbicider men i ännu högre grad fungicider och insekticider är strikt behovsstyrt i det integrerade. Detta innebär att dessa medel ej sprids varje år. Ofta används ännu lägre doser och en något sämre ogräseffekt accepteras. Bekämpning av svamp och insekter sker utifrån officiella bekämpningströsklar inom det konventionella systemet men endast vid mycket starka angrepp i det integrerade systemet. Ett undantag från detta är bekämpning av

rapsbaggar där normala bekämpningströsklar följs även i integrerad odling. Totalbekämpning av fånggrödor och ogräs utförs några gånger i växtföljden.



Figur 3. Avrinning från Logården oktober 2004-april 2008 som medel av alla skiften.

Avrinning

Avrinningsmätningar (figur 3) görs i varje enskilt skifte i 18 mätbrunnar. I det integrerade systemet är 2 av 7 skiften delade i 2, vilket ger 9 brunnar från det systemet. Det finns 7 brunnar i det ekologiska och 2 i det konventionella systemet. I varje mätbrunn finns ett V-överfall för kontinuerliga flödesmätningar samt en pump för provtagning av vatten. Vattenprovtagningen sker flödesproportionellt styrt av samma logger som registrerar flödet. Provflaskor i brunnarna byttes i regel varannan vecka men under perioder efter applicering av pesticider provtogs dräneringsvattnet oftare för att fånga eventuella toppar i utlakning. Frekvensen i provtagningen styrdes av när och hur ofta bekämpning skedde men också av hur nederbörden varit efter bekämpningen. Under sommaren anpassades den automatiska provtagningen så att prover togs oftare än under den normala avrinningsperioden för att kunna fånga eventuella toppar i utlakning av någon substans.

Analys av dräneringsvattnet

Eventuell förekomst av pesticider i dräneringsvattnet på Logården, till följd av tidigare års appliceringar, bestämdes innan projektets start genom provtagning i april 2005 av vatten från nio brunnar i det integrerade, två brunnar i det konventionella samt en brunn i det ekologiska odlingssystemet. Drygt 70 substanser ingick i analyserna, samma som används vid undersökningar i det typområde som ingår i miljöövervakningsprogrammet och som ligger i Logårdens närområde. Under de följande åren (våren 2005-våren 2008) provtogs och analyserades dräneringsvattnet från fälten beroende på när och vilka pesticider som spridits, och beroende på vilka pesticider som hittats vid första provtagningen. I undersökningen ingick provtagningar från konventionella och integrerade skiften, totalt 11 brunnar. Alla analyser gjordes vid Sektionen för organisk miljökemikemi, Inst. för miljöanalys, SLU, med användning av samma analysmetodik som inom den nationella miljöövervakningen av växtskyddsmedel (Adielsson et. al., 2007).

Tabell 2. Applicering av bromid på Logården 17 december 2007

Skifte	Applicering	Skifte	Applicering
A3	Över kantdike	C2	Mellan sugdiken
B2	Nolla	C3	Över sugdike
B3	Nolla	C6	Över sugdike
B7	Över kantdike	C7	Mellan sugdiken

Spårämnesstudie med bromid

Marken på Logården nytäckdikades 2003. Detta skulle kunna innebära ökad risk för snabb transport till sugdiken och avgränsande kantdiken och därmed förhöjda halter av aktiva substanser. Bromid (KBr) applicerades med motsvarande 800 g Br ha⁻¹ 17 december 2007 (tabell 2) för att få en indikation på hur stor betydelse för utlakning sugdiken och kantdiken har. Analys av bromid utfördes vid Inst. för markvetenskap, SLU.

Resultat och diskussion

Kartering av förekommande pesticider

Den initiala provtagningen för att se vilka substanser som förekom innan projektstarten utfördes 6 april 2005. Ett vattenprov togs då också från ett ekologiskt skifte (B5) men i detta fanns inga detekterbara halter av de ca. 70 substanser som vi analyserade. I de övriga 11 proverna från de konventionella och integrerade skiftena fanns bentazon i detekterbara halter i dräneringsvattnet från alla skiften utom från skifte A1. Halterna varierade från spårnivå till halter över bestämningsgränsen på 0,01 µg l⁻¹. Högsta halten vid detta tillfälle var 0,20 µg l⁻¹ i skifte C5. Vid denna första provtagning fanns även glyfosat och dess nedbrytningsprodukt AMPA i vattnet från flertalet skiften (ej C4 och C7), halterna låg från bestämningsgränsen 0,03 och upp till 0,09 µg l⁻¹.

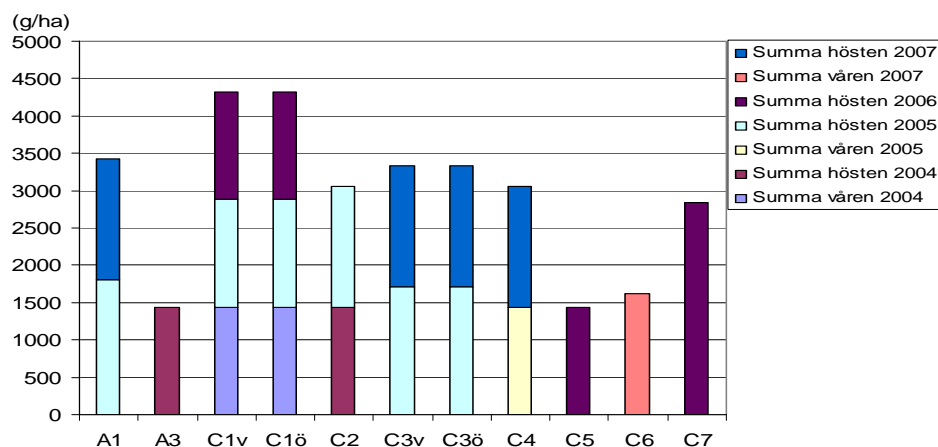
Tabell 3. Preparat och de aktiva substanserna i preparaten som användes på Logården under 2004-2007 och som ingick i den inledande screeningen. De som huvudsakligen följdes under projektperioden ses i tabell 4. Förutom dessa användes klomazon, merkaptodimetur, protiokonazol och tau-fluvalinat

Applicerat preparat	Aktiv substans	Användning
Gratil	amidofenuron	ogräs
Amistar	azoxystrobin	svamp
Chinook	betacyflutrin	insekter betmedel
Sibutol	bitertanol	svamp betmedel
Decis	deltametrin	insekter
Sumi-Alpha	esfenvalerat	insekter
Sumithion	fenitrothion	insekter
Tilt Top	fenpropimorf	svamp
Starane XL	florasulam	ogräs
Starane XL, Starane	fluroxipyr	ogräs
Sibutol	fuberidazol	svamp betmedel
Roundup, Roundup Bio, Glyphomax Bio	glyfosat	ogräs
Chinook	imidakloprid	insekter betmedel
Rovral	iprodion	svamp
Hussar	jodsulfuronmetyl	ogräs
Matrigan, Ariane	klopyralid	ogräs
Butisan Top	kvinmerak	ogräs
Karate	lambda-cyhalotrin	insekter
MCPA, Ariane	MCPA	ogräs
Nimbus, Butisan Top	metazaklor	ogräs
Sportak	prokloraz	svamp
Tilt Top	propikonazol	svamp
Express	tribenuronmetyl	ogräs

Herbicider, insekticider, svampmedel och betningsmedel

Under projektperioden användes ett antal preparat i grödorna för bekämpning av främst ogräs men också insekter och svamp (tabell 3). Inte alla använda substanser återfinns. Herbicider användes mest frekvent. Vi har inte följt alla substanser i samma omfattning då analyserna är mycket kostsamma och vi inte kunde analysera alla substanser inom kostnadsramarna för projektet. Glyfosat är den substans som analyserades mest frekvent (figurerna 4 och 5) och under långstidsperioder men inte heller där har alla appliceringar följts upp med samma frekvens

och uthållighet (tabell 4). Analysmetoden för glyfosat innebär att partiklar frångiljs innan extraktion varför partikelbunden glyfosat inte inkluderats i analyserna. På Logården hittades glyfosat frekvent under projektperioden och i halter som ofta var relativt höga (figur 5). De flesta behandlingarna gjordes efter 10 oktober men resultaten antyder att förlusterna av glyfosat efter behandlingarna efter 10 oktober var större än efter behandlingar på sommaren (figur 5). Behandlingarna sommartid var oftast i växande vall. På hösten skedde behandlingarna på mark med mindre växttäckning och i mindre tillväxt. Detta kan ha haft betydelse. Efter en behandling och så snart avrinningen kom igång så hittades glyfosat. Halterna låg också ofta kvar under en relativt lång period.



Figur 4. Ackumulerad applicering av glyfosat på Logården 2004-2007.

Tabell 4. Högsta uppmätta halter och transportförluster i dräneringsvattnet under en 3-årsperiod (april 2005-april 2008), inkluderande de substanser som applicerades vid mer än ett tillfälle (H= herbicid, N=nedbrytningsprodukt)

Substans	Typ	A	N	n	Maxhalt ($\mu\text{g l}^{-1}$)	Maxförlust t t	Medianförlust t t
amidosulfuron	H	5	17	8	0,8	0,13%	0,01%
fluroxipyr	H	5	25	19	2,6	0,006%	0,001%
glyfosat	H	16	133	128	10	0,51%	0,11%
AMPA	N		133	105	5	0,25% ¹	0,09% ¹
jodsulfuronmetyl	H	3	5	1	0,1	0,10% ²	0,02% ²
metsulfuronmetyl	N		5	5	0,8		
klopyralid	H	4	19	13	9,9	0,12%	0,05%
kvinmerak	H	2	16	8	0,58	0,01%	0,006%
MCPA	H	8	47	31	50	0,15%	<0,001%
metazaklor	H	3	7	4	0,06	<0,001%	<0,001%
tribenuronmetyl	H	1	8	0			

A = Antal skiften som behandlades med efterföljande analyser av dräneringsvattnet.

N = Antal analyserade prov totalt.

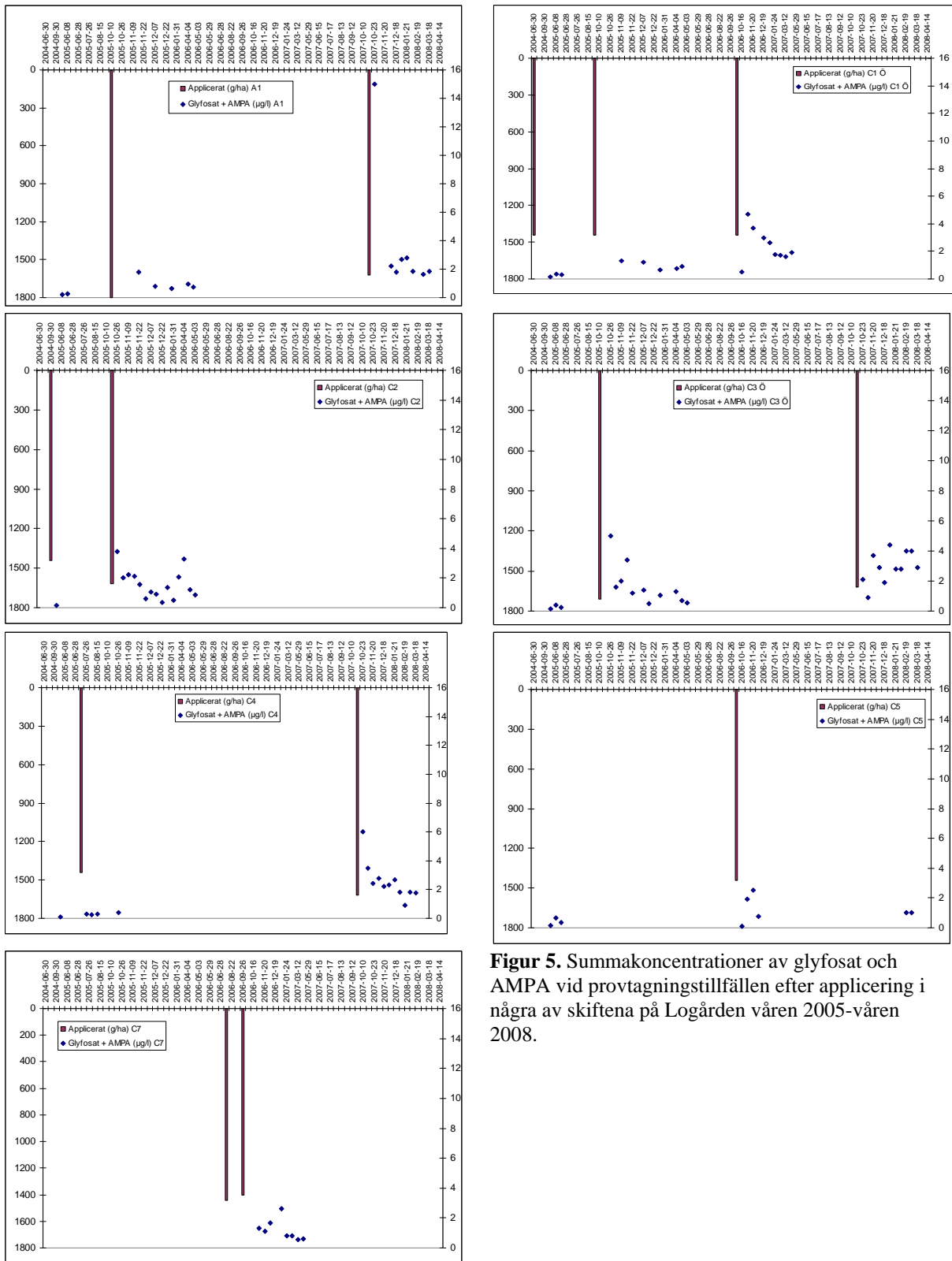
n = Antal prov (av N) med påvisad halt.

¹ = Förlusten av AMPA är beräknad utifrån applicerad mängd glyfosat. Beräknades separat då AMPA inte är en relevant metabolit.

² = Samlad förlust, dvs inklusive den biologiskt aktiva nedbrytningsprodukten metsulfuronmetyl.

Förlusterna av glyfosat enligt våra analyser var i medeltal 05/06 0,08 %, 06/07 0,17 % och 07/08 0,29 %. Eftersom vi inte analyserade alla vattenprover från alla skiften hela projektperioden är inte dessa förluster den totala förlusten under hela perioden men indikerar

en lägstanivå på förlusterna. De kan alltså ha varit högre. Som jämförelse varierade förlusterna av glyfosat enligt miljöövervakningen i närområdet (0 18) mellan 0,05-0,17 % under åren 2002-2005 (Adielsson et al., 2007).



Figur 5. Summakoncentrationer av glyfosat och AMPA vid provtagningstillfällena efter applicering i några av skiftena på Logården våren 2005-våren 2008.

Högst halter av en enskild substans i denna undersökning uppmättes av ogräsmedlet MCPA i början av juni 2005 då kraftig nederbörd föll kort efter att medlet hade applicerats. Halterna

varierade mellan 20 och 50 $\mu\text{g l}^{-1}$ i dräneringsvattnet från de tre skiften som hade behandlats. Detta är i överensstämmelse med andra undersökningar som visar att störst risk för förhöjda halter sker i samband med intensiv nederbörd nära efter applicering (Brown et al., 1995). Den sammanlagda procentuella förlusten, dvs. den mängd som transporterades ut via dräneringsledningarna i procent av hur mycket som användes på fältet, varierade mellan 0,10-0,15 % under 2005. Under de två följande åren var både halter och transportförluster betydligt lägre.

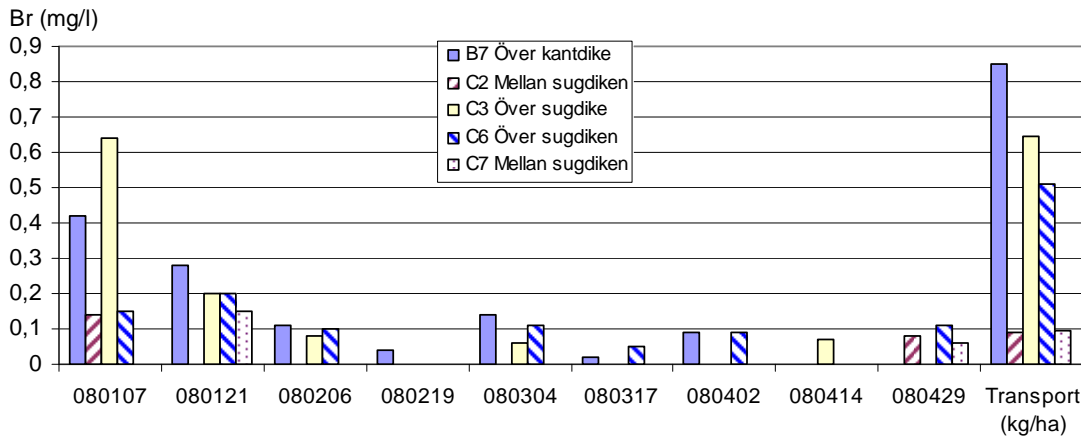
Kvinmerak applicerades på två fält vid på samma datum hösten 2006 – A3 och C7. Denna substans har observerats kunna ligga och läcka väldigt länge inom miljöövervakningen. Resultaten från analyserna på Logården blev väldigt olika vid analyserna under hösten och vintern efter appliceringen. Halterna var betydligt högre från A3 som plöjdes i mitten av augusti före sådd av höstraps jämför med C7 som kultiverades i början av augusti innan höstraps sådden och återigen i mitten av november eftersom rapsen etablerades dåligt. Detta indikerar en eventuell effekt av jordbearbetningssystem, i det här fallet möjligen bättre infiltration efter plöjning och en snabb transport genom matjorden jämfört med det kultiverade skiftet med tätare markstruktur (Roland, 2003; Stenberg et al., 2005).

Ogräsmedlet bentazon återfanns i merparten av de vattenprover där denna substans ingick i analyserna, vilket överensstämmer med resultaten från den nationella miljöövervakningen där bentazon har en fyndfrekvens på närmare 100% (Adielsson et al., 2007). På Logården har dock bentazon inte använts på flera år, senaste gången var på skifte C5 år 1998, sju år innan denna undersökning inleddes. Intressant nog var det också i dräneringsvattnet från just detta skifte som de högsta halterna av bentazon detekterades med en högsta halt på 0,26 $\mu\text{g l}^{-1}$ och där medelhalten av de prover som undersöktes låg på 0,1 $\mu\text{g l}^{-1}$. Nivån motsvarar högsta tillåtna halt för bekämpningsmedel i grundvatten enligt 2006/118/EG. I dräneringsvattnet från övriga skiften var medelhalten av bentazon genomgående lägre (0,01-0,03 $\mu\text{g l}^{-1}$).

Vid några tillfällen användes s.k. lågdosmedel (amidosulfuron och jodsulfuronmetyl), dvs. ogräsmedel som används i förhållandevis låga doser (ca. 10 g ha^{-1}) jämfört med vissa andra ogräsmedel, tex. MCPA (ca. 500 g ha^{-1}) och glyfosat (ca. 1600 g ha^{-1}). Halterna av dessa var också jämförelsevis lägre än de som påträffades för både MCPA och glyfosat, medan däremot de procentuella förlusterna av lågdosmedlen var på ungefär samma nivå som dessa bägge ogräsmedel. En intressant observation var att jodsulfuronmetyl snabbt omvandlades till nedbrytningsprodukten metsulfuronmetyl, och till och med återfanns i högre halter än modersubstansen. Även om metsulfuronmetyl i detta sammanhang räknas som en nedbrytningsprodukt så har den en ogräsverkan och ingår som aktiv substans i andra produkter på den svenska marknaden (Ally).

Bromid

Appliceringen av bromid indikerar högre koncentrationer initialt av bromid när det applicerats över ett sugdike eller kantdike (figur 6). Resultaten indikerar därmed att applicering av pesticider över nyanlagda dräneringsdiken kan ha haft betydelse för de uppmätta förlusterna. Dock ligger de uppmätta förlusterna av växtskyddsmedlen i denna studie (tabell 4) i nivå med förluster uppmätta inom miljöövervakningen (Adielsson et al., 2007) varför det är svårt att säga hur stor betydelse det nyanlagda täckdikningssystemet på Logården kan ha haft. Effekter på pesticidutlakning på täckdikad mark behöver studeras ytterligare i fält och i studier under kontrollerade betingelser samt genom modellsimuleringar.



Figur 6. Bromidkoncentrationer i dräneringsvattnet vid 9 provtagningstillfällen under våren 2008 på Logården efter applicering av bromid 071217 ($0,8 \text{ kg ha}^{-1}$) samt den totala transporten av bromid (kg ha^{-1}) under avrinningsperioden efter applicering. Skifte B2 och B3 (nollorna) provtogs endast första tidpunkten och innehöll ingen bromid. Vid några tillfällen var avrinningen mycket låg och inget prov kunde tas.

Slutsatser

Det är av stort samhällsligt intresse att våra odlingssystem utvecklas mot så liten negativ belastning på omgivande miljöer som möjligt. Resultaten från studien av pesticidutlakning från Logårdens integrerade och konventionella odlingssystem tyder på att utlakningen av pesticider påverkas av odlingsåtgärder i systemen men också att vädret i förhållande till behandlingarna har stor betydelse. Mycket höga koncentrationer av MCPA uppmättes i samband med en period med kraftig avrinning nära efter en behandling. En lerjord med sprickbildning kan alltså innebära stora risker som kan minskas med bra väderprognoser. Detekterade halter av kvinmerak indikerade att plöjd mark kan ge högre pesticidutlakning på hösten och vintern jämfört med mark som drivs plöjningsfritt. Glyphosatbehandling under senare delen av hösten kan ge större förluster än vid behandling sommartid. En övergripande slutsats är att en del risker för ökad utlakning av bekämpningsmedel går att minska genom en noggrann planering av växtodlingen i förhållande till kända egenskaper på den egna marken och med hjälp av bra väderprognoser. För att nå målet om minskad transport av pesticider från jordbruket till våra yt- och grundvatten krävs fördjupade studier av mekanismer i odlingssystemen som lantbrukaren kan påverka för att ge underlag om hur åtgärderna i fält påverkar risken att pesticider hamnar i yt- och grundvatten.

Publikationer

Stenberg, M. 2007. Kartering av pesticider i dräneringsvatten från integrerad och konventionell växtodling. In: Lundström, C. (red.) *Precisionsodling 2006 - verksamhet vid Avdelningen för precisionsodling*. SLU, Skara. Avd. för precisionsodling. Rapport 12. s. 27-28.

Vetenskapliga publikationer och rapporter - påbörjade:

Glyphosate leaching from integrated and conventional farming systems (Stenberg, M., Kreuger, J.)

Leaching of herbicides and insecticides from a clay soil under integrated and conventional cropping systems (Stenberg, M., Kreuger, J.)

Kartering av pesticider i dräneringsvatten från integrerad och konventionell växtodling på lerjord.

SLU, Skara. Inst. för mark och miljö, Precisionsodling och pedometri. *Precisionsodling 2008*:x.

Övrig resultatförmedling till näringen

Ett stort antal fältvandringar och seminarier vid Logården för lantbrukare, rådgivare, tjänstemän, forskare mfl. grupper, t.ex. Vänerens vattenvårdsförbund och Spannmålsodlarna, både på andras och egna initiativ. Medverkan vid Jordbrukardagarna på Logården, som arrangeras av HS Skaraborg mfl.

Utlakning av glyfosat från Logården presenterades vid en Glyfosat-workshop 20 maj 2008, SLU, Uppsala, för forskare, rådgivare, tjänstemän m.fl. Presentationens titel var "Glyfosat i dräneringsvatten från konventionell och integrerad odling". Projektet beskrivs på:
<http://hs-r.hush.se/?p=10660&m=3026>.

Litteratur

- Adielsson, S., Törnquist, M., Kreuger, J. 2007. Bekämpningsmedel (växtskyddsmedel) i vatten och sediment från typområden och åar samt nederbörd under 2006. SLU, Uppsala, Avd. för vattenvårdslära. Ekohydrologi 99.
- Brown, C.D., Hodgkinson, R.A., Rose, D.A., Syers, J.K., Wilcockson, S.J. 1995. Movement of pesticides to surface waters from a heavy clay soil. *Pestic. Sci.* 43, 131-140.
- Comia, R.A., Stenberg, M., Nelson, P., Rydberg, T., Håkansson, I. 1994. Soil and crop responses to different tillage systems. *Soil Tillage Res.* 29, 335-355.
- Delin, K. 2003. Logårdsprojektet 1992-2002. Hushållningssällskapet Skaraborg, Skara. HS-rapport nr. 1/2003.
- Düring, R.-A., Hoß, T., Gäth, S. 2002. Depth distribution and bioavailability of pollutants in long-term differently tilled soils. *Soil & Tillage Research* 66, 183-195.
- Fomsgaard, I.S., Spliid, N.H., felding, G. 2003. leaching of pesticides through normal-tillage and low-tillage soil – a lysimeter study. II. Glyphosate. *Journal of Environmental Science and Health. Part B: Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes* 38, 19-35.
- Gish, T.J., Shirmohammadi, A., Vyravipillai, R. Wienhold, B.J. 1995. Herbicide leaching under tilled and no-tillage fields. *Soil Science Society of America Journal* 59, 895-901.
- Goss, M.J., Ehlers, W., Boone, F.R., White, I., Howse, K.R. 1984. Effects of soil management practices on soil physical conditions affecting root growth. *J. Agric. Engng Res.* 30, 131-140.
- Harris, G.L., Catt, J.A. 1999. Overview of the studies on the cracking clay soil at Brimstone Farm, UK. *Soil Use and Management* 15, 233-239.
- Helander, C.A., Delin, K. 2004. Evaluation of farming systems according to valuation indices developed within a European network on integrated and ecological arable farming systems. *Europ. J. Agronomy* 21, 53–67.
- Kitchen, N.R., Hughes, D.F., Donald, W.W., Alberts, E.E. 1998. Agrichemical movement in the root-zone of claypan soils: ridge- and mulch-tillage systems compared. *Soil Tillage Res.* 48, 179-193.
- Kreuger, J. 2000. Övervakning av bekämpningsmedel i vatten från ett avrinningsområde i Skåne. Årsredovisning för Vemmenhögsprojektet 1998 samt en kortfattad långtidsöversikt. SLU, Uppsala. Avd. för vattenvårdslära. Ekohydrologi 54.
- Kreuger, J., Holmberg, H., Kylin, H., Ulén, B. 2003. Bekämpningsmedel i vatten från typområden, åar och i nederbörd under 2002. Årsrapport till det nationella programmet för miljöövervakning av jordbruksmark, delprogram pesticider. Ekohydrologi 77/IMA Rapport 2003:12. SLU, Uppsala.
- Larsson, M. 1999. Quantifying macropore flow effects on nitrate and pesticide leaching in a structured clay soil. *Acta Universitatis Agriculturae Sueciae. Agraria* 164.
- Larsson, M.H., Jarvis, N.J. 1999. Evaluation of a dual-porosity model to predict field-scale solute transport in a macroporous soil. *Journal of Hydrology* 215, 153-171.
- Riley, H., Børresen, T., Ekeberg, E., Rydberg, T. 1994. Trends in reduced tillage research and practice in Scandinavia. In: Carter, M.R. (Ed.) *Conservation Tillage in Temperate Agroecosystems*. Lewis publishers, Boca Raton, Florida, USA, pp. 23-45.
- Robertson, G.P. 1994. The impact of soil and crop management practices on soil spatial heterogeneity. In: Pankhurst, C. E. (ed.) *Soil Biota*. CSIRO, Adelaide, pp. 156-161.
- Roland, B. 2003. Odlingsystemets inverkan på markstrukturen och växtnäringstillståndet – en jämförande studie på Logården. SLU, Skara. Inst. för jordbruksvetenskap Skara. Examens- och seminariearbeten, nr 11.
- Stenberg, M., Delin, K., Roland, B., Söderström, M., Stenberg, B., Wetterlind, J., Helander, C.A. 2005. Utveckling av hållbara och produktiva odlingsystem – karakterisering av lerjord. SLU, Skara. Avd. för precisionsodling. Rapport 2. 46 pp.
- Sundin, P., Kreuger, J., Ulén, B. 2002. Undersökning av bekämpningsmedel i sediment i jordbruksbäckar år 2001. SLU, Uppsala, Avd. för vattenvårdslära. Ekohydrologi 64.
- Törnquist, M., Kreuger, J., Ulén, B. 2002. Förekomst av bekämpningsmedel i svenska vatten 1985-2001. Sammanställning av en databas. Resultat från monitoring och riktad provtagning i yt-, grund- och dricksvatten. SLU, Uppsala, Avd. för vattenvårdslära. Ekohydrologi 65.
- Ulén, B., Kreuger, J., Sundin, P. 2002. Undersökningar av bekämpningsmedel i vatten från jordbruk och samhälle år 2001. SLU, Uppsala, Avd. för vattenvårdslära. Ekohydrologi 63.
- Vereijken, P. 1997. A methodical way of prototyping integrated and ecological arable farming systems (I/EAFS) interaction with pilot farms. *European Journal of Agronomy* 7, 235-250.