

Bioforsk Rapport

Vol. 2 Nr. 145 2007

Redusert jordarbeiding og glyfosat

En sammenstilling av norske og internasjonale forsknings- og overvåkingsresultater, samt en småskala feltstudie av avrenning av glyfosat ved ulik jordarbeiding

Marianne Stenrød¹, Gro Hege Ludvigsen², Gunnhild Riise³, Helge Lundekvam³, Marit Almvik¹, Kirsten Semb Tørresen¹, Lillian Øygarden²

¹Bioforsk Plantehelse

² Bioforsk Jord og Miljø

³ Universitetet for Miljø- og Biovitenskap,
Institutt for Plante- og Miljøvitenskap





Hovedkontor
Frederik A. Dahls vei 20,
1432 Ås
Tlf: 03 246
Fax: 63 00 92 10
post@bioforsk.no

Bioforsk Plantehelse
Høgskoleveien 7
1432 ÅS
Tlf: 03 246
Faks: 64 94 61 10
plantehelse@bioforsk.no

Tittel/Title:

Redusert jordarbeiding og glyfosat. En sammenstilling av norske og internasjonale forsknings- og overvåkingsresultater, samt en småskala feltstudie av avrenning av glyfosat ved ulike jordarbeiding. Reduced tillage and glyphosate. A review of Norwegian and international research and pesticide monitoring results, and a small-scale field study of surface runoff and leaching of glyphosate as affected by autumn harrowing.

Forfatter(e)/Autor(s):

Marianne Stenrød, Gro Hege Ludvigsen, Gunnhild Riise, Helge Lundekvam, Marit Almvik, Kirsten Tørresen, Lillian Øygarden

<i>Dato/Date:</i> 18.12.2007	<i>Tilgjengelighet/Availability:</i> Åpen	<i>Prosjekt nr./Project No.:</i> 1110239	<i>Arkiv nr./Archive No.:</i>
<i>Rapport nr./Report No.:</i> 2 (145) 2007	<i>ISBN-nr.:</i> 978-82-17-00297-0	<i>Antall sider/Number of pages:</i> 87	<i>Antall vedlegg/Number of appendix:</i> 2

<i>Oppdragsgiver/Employer:</i> Mattilsynet	<i>Kontaktperson/Contact person:</i> Terje Haraldsen
---	---

<i>Stikkord/Keywords:</i> Jordarbeiding, glyfosat, overflateavrenning, utlekking Soil tillage, glyphosate, surface runoff, leaching	<i>Fagområde/Field of work:</i> Plantevern, jord og miljø Plant protection, soil and environment
---	--

Sammendrag

Denne rapporten gir et innblikk i ulike aspekter knyttet til jordarbeiding, bruk av plantevernmiddelet glyfosat og risiko for tap av glyfosat ved overflateavrenning og utlekking gjennom jordprofilen. Vi har valgt å illustrere problemstillingen ved en gjennomgang av norske og internasjonale forskningsrapporter, en gjennomgang av faktiske funn av glyfosat i overvåkingsprogrammer i Norge og Sverige, samt gjennom feltforsøk hvor avrenning av glyfosat fra ruter med ulike jordarbeiding er undersøkt.

Summary:

This report deals with different aspects of soil tillage, use of the pesticide glyphosate, and risk of loss of glyphosate through surface runoff and leaching through the soil profile. These topics are illustrated through a review of Norwegian and international research reports, and measured concentrations of glyphosate through the pesticide monitoring programs in Norway and Sweden, as well as through a field trial investigating surface runoff and leaching of glyphosate as affected by autumn harrowing.

Godkjent / Approved

Seksjons-/Forskningsleder Jan Netland

Prosjektleder/Project leader

Marianne Stenrød

Forord

Bioforsk Plantehelse har på oppdrag fra Mattilsynet og i samarbeid med Bioforsk Jord og Miljø og Universitetet for Miljø- og Biovitenskap, Institutt for Plante og Miljøvitenskap, gjennomført prosjektet 'Redusert jordarbeiding og glyfosat - En sammenstilling av norske og internasjonale forsknings- og overvåkingsresultater, samt en småskala feltstudie av avrenning av glyfosat ved ulik jordarbeiding.' Prosjektet er en oppfølging av Handlingsplan for redusert risiko ved bruk av plantevernmidler (2004-2008).

I de siste årene har det vært mye fokus på redusert jordarbeiding i norsk landbruk. Man antar at dette er en del av årsaken til at det sprøytes mer med plantevernmiddelet glyfosat enn tidligere. Det er flere problemstillinger knyttet til dette, og følgende er søkt belyst gjennom dette prosjektarbeidet:

- Er det en motsetning i målet om å redusere bruken av glyfosat og målet om å redusere erosjon og tap av næringsstoffer ved endra/ redusert jordarbeiding?
- Er begge målene mulige å oppnå, eventuelt hva er best for miljøet?
- Hvor utbredt er bruken av glyfosat sammenlignet med jordarbeiding?
- Bør det defineres et eget mål for reduksjon knyttet til glyfosat?

Den foreliggende rapporten gir ingen uttømmende gjennomgang knyttet til det ovenstående, men innenfor prosjektets rammer har vi søkt å gi en oversikt over de viktigste problemstillingene.

Gjennom prosjektarbeidet er disse problemstillingene forsøkt belyst via 3 ulike tilnærminger;

- Sammenstilling av sentrale forskningsresultater knyttet til disse problemstillingene
- Analyse av overvåkingsdata for pesticider i jordbruket sett i sammenheng med bøndenes innrapportering av pesticidbruk og jordarbeiding
- Feltforsøk med høstsprøyting av glyfosat i stubben ved utvalgte jordarbeidinger/jordtyper, og overvåking av overflateavrenning og utlekking av glyfosat gjennom en sesong

Prosjektet har vært ledet av forsker Marianne Stenrød ved Bioforsk Plantehelse, som har hatt ansvaret for utredning av forskningsstatus i Norge og internasjonalt (Kap. 3). Seniorforsker Gro Hege Ludvigsen ved Bioforsk Jord og Miljø har hatt ansvaret for utredningen av overvåkingsresultater i Norge (JOVA) og Sverige (Kap. 4), mens professor Gunnhild Riise og førsteamanuensis Helge Lundekvam har hatt ansvaret for avrenningsstudier i felt (Kap. 5). Fra de ulike institusjonene har følgende medarbeidere deltatt i prosjektarbeidet: Marit Almvik, Randi Bolli, Joralv Saur og Kirsten Semb Tørresen fra Bioforsk Plantehelse, Lillian Øygarden fra Bioforsk Jord og Miljø, og Trond Børresen og Ståle Haaland fra UMB Institutt for Plante og Miljøvitenskap.

Denne rapporten består av 3 delrapporter som omhandler de over nevnte tilnærmingsmåtene, samt en sammenfattende diskusjon.

Helge Lundekvam ga et viktig bidrag til prosjektet gjennom sitt arbeid med forsøksfelt knyttet til jordarbeiding. Han var svært syk da han samlet inn dataene til denne rapporten gjennom høsten 2006 og vinteren 2007. Helge fikk ikke oppleve ferdigstillingen av denne rapporten. Vi vil minnes ham i takknemlighet.

Innhold

1.	Sammendrag.....	5
2.	Summary	8
3.	Innledning og litteraturgjennomgang	12
3.1	Introduksjon	12
3.1.1	Bakgrunn	12
3.1.2	Redusert jordarbeiding	14
3.1.3	Glyfosat	15
3.2	Redusert jordarbeiding og behov for plantevern tiltak.....	17
3.2.1	Skadegjørertutvikling og sprøytebehov ved vårkorn dyrking	17
3.2.2	Sprøytebehov ved høstkorndyrking	21
3.2.3	Glyfosatresistens.....	21
3.3	Redusert jordarbeiding og tap av plantevernmidler	22
3.3.1	Binding	22
3.3.2	Nedbrytning.....	23
3.3.3	Transport.....	25
3.4	Konklusjoner	28
4.	Bruk og funn av glyfosat i overvåkingsprogram i Norge og Sverige	30
4.1	Introduksjon	30
4.2	Overvåkingsfeltene i Norge og Sverige	30
4.3	Prøvetakingsmetodikk og analyser	32
4.3.1	Norge	32
4.3.2	Sverige.....	32
4.3.3	Effekt av nedbrytning av glyfosat i vannprøver under lagring.....	33
4.3.4	Analysemetode	34
4.4	Bruk og funn av glyfosat i JOVA-programmet	34
4.4.1	Oversikt over registrert bruk og funn.....	34
4.4.2	Påvisninger i ordinære prøver fra bekker.....	36
4.4.3	Påvisninger i episodestudier i bekker	38
4.4.4	Påvisninger i grunnvann og sediment.....	40
4.5	Bruk og funn av glyfosat i det svenske overvåkingsprogrammet.....	41
4.5.1	Oversikt over registrert bruk og funn.....	41
4.6	Sammenligning av norske og svenske resultater	44
4.7	Vurdering av miljørisiko av funn.....	46
4.7.1	Påvisninger i overflatevann	46
4.7.2	Påvisninger i grunnvann	47
4.7.3	Påvisninger i sediment.....	47
4.8	Valg av jordarbeiding og bruk av glyfosat i utvalgte nedbørfelt i JOVA-programmet	47
4.8.1	Glyfosatsprøyting og dose	48
4.8.2	Vekstvalg.....	49
4.8.3	Jordarbeiding og arealtilstand ved overvintring.....	51
4.9	Konklusjoner	56
5.	Avrenning av glyfosat og nedbrytningsproduktet AMPA fra felter med ulik jordarbeiding	57
5.1	Innledning	57
5.2	Metodikk.....	57
5.2.1	Feltbeskrivelse	57
5.2.2	Jordtype.....	58
5.2.3	Behandling av feltene.....	58
5.2.4	Analyser	59
5.3	Resultater og diskusjon	59
5.3.1	Klimaforhold og avrenning	59
5.3.2	Tap av partikler fra Askimfeltet.....	61
5.3.3	Transport av løst glyfosat og AMPA via overflate- og drensavrenning.....	61
5.3.4	Tap av partikulært glyfosat og AMPA.....	63
5.3.5	Nedbrytning av glyfosat til AMPA	64
5.3.6	Innvirkning av ulik jordarbeiding på tap av glyfosat og AMPA.....	64

5.4	Konklusjoner	65
5.5	Takk	65
5.6	Vedlegg.....	66
6.	Diskusjon og konklusjoner	69
6.1	Klimaets betydning for tap av glyfosat	69
6.2	Tap av glyfosat ved redusert jordarbeiding	69
6.3	Tap av glyfosat i løsning og bundet til partikler.....	70
6.4	Vurdering av miljøkonsekvenser og konklusjoner	71
7.	Referanser.....	74
8.	Vedlegg	82

1. Sammendrag

Redusert jordarbeiding (pløyefri dyrkning) påvirker endringer i nivået av skadedyr, plantesjukdommer og ugrasmengder og dermed behovet for bruk av plantevernmidler. Man antar at de senere års fokusering på redusert jordarbeiding i norsk landbruk, er en del av årsaken til at det sprøytes mer med plantevernmiddelet glyfosat enn tidligere. Fra slutten av 1980-tallet har vi sett en endring i jordarbeidingen til korn og oljevekster i Norge. Vi ser en nedgang i høstpløyd areal samt en økning i arealer med all jordarbeiding om våren. Arealer med redusert jordarbeiding har et større behov for sprøyting mot rotugras enn pløyd areal. Imidlertid gir ikke rapportene fra brukerundersøkelsene i landbruket noen oversikt over hvor stor andel av arealene med jordarbeiding kun om våren som ikke pløyes, eller noen fullstendig oversikt over bruken av ulike glyfosatpreparater i jordbruket. Dermed er det vanskelig å anslå den faktiske effekten av pløyefri dyrkning på det totale behovet for sprøyting med glyfosat. Samtidig ser vi en stadig økende omsetning av glyfosat, med nær 300 % økning i omsatt mengde glyfosat fra midt på 1980-tallet og fram til i dag. Det er nærliggende å koble økningen i glyfosatomsetning til endringene i jordarbeiding, men noe av årsaken til den utbredte bruken av glyfosat er også det vide bruksområdet (ikke-selektivt, bredspektra, systemisk middel) samt at konkurranse har bidratt til lav pris på glyfosatpreparater. Glyfosat er det pesticidet som omsettes i størst mengde og utgjorde i snitt i perioden 2002-2006 37 % av totalt omsatt mengde plantevernmidler. Glyfosat brukes i høye doser i forhold til en del nyere midler (lavdosemidler).

Redusert jordarbeiding påvirker jordstrukturen og faktorer som styrer de ulike prosessene som påvirker plantevernmidlenes skjebne i jorda (transport, binding, nedbrytning). Glyfosat er relativt lettløselig i vann, men risikoen for utlekking har tidligere vært ansett som lav på grunn av relativt rask nedbrytning i jord (mikrobiell nedbrytning) og sterk binding til jordpartikler. Forsøk viser imidlertid redusert og saktere nedbrytning ved lave jordtemperaturer som vi har høst, vinter og vår her i Norge. Prøvetaking og analyser av glyfosat i overflatevann og grunnvann i Skandinavia har bare vært utført i vesentlig omfang de siste 10 årene. Da man begynte å analysere vann, ble glyfosat og nedbrytningsproduktet AMPA gjenfunnet ikke bare i et betydelig omfang i overflatevann, men også i grunnvann.

Miljømessig er det ønskelig å oppnå en jordarbeiding som gir minst mulig tap av jord, samtidig som bruken av glyfosat holdes på et moderat nivå. En må derfor se på hvilke jordarbeidingsmetoder som gir minimal erosjon og hvilke konsekvenser slik jordarbeiding har for behovet for sprøyting med glyfosat.

Kapittel 3 i rapporten gir en gjennomgang av sentrale forskningsrapporter tilknyttet problemkomplekset jordarbeiding, behov for sprøyting og risiko for overflateavrenning og utlekking av glyfosat. Denne litteraturgjennomgangen viser et økt behov for bruk av glyfosat, og sprøyting mot rotugras og andre overvintrende ugrasarter, ved redusert jordarbeiding - for å opprettholde avlingen på samme nivå som ved høstpløying. Det er imidlertid ugunstig å sprøyte med samme preparat hvert år pga. fare for økt toleranse og utvikling av resistens. Når det gjelder glyfosats skjebne i miljøet kan følgende punkter trekkes fram:

- Forsøk viser langsom nedbrytning av glyfosat under norske klimaforhold
- Forsøk bekrefter partikkelbundet transport av glyfosat
- Forsøk indikerer at glyfosat hovedsakelig vil tapes ved transport med jordpartikler
- Forsøk viser at glyfosat og AMPA kan lekke ut gjennom velstrukturert leirjord under nordiske klimaforhold, og dermed utgjøre en potensiell risiko for det akvatiske miljøet

Det er imidlertid behov for undersøkelser av risikoen for transport av glyfosat til overflate- og grunnvann under redusert jordarbeiding, da kun få undersøkelser av tap av glyfosat ser på jordarbeiding som en faktor. Videre er det behov for studier av mer tidsaktuelle jordarbeidingsystemer som inkluderer dyp harving/jordløsning i forsøksopplegget og ikke kun fokuserer på forskjellene mellom pløying og direktesåing. Dette gjelder både studier av effekt på ugras

(mekanisk bekjemping) og effekt på avrenning og utlekking av plantevernmidler (overflatestruktur, jordstruktur, hydrologi mv.)

En vurdering av miljøeffekten av ulike jordarbeidingsystemer vil omfatte både risikoen for erosjon og tap av næringsstoffer, dvs. motivasjonen bak redusert jordarbeiding (pløyefri dyrkning), og risikoen for tap av plantevernmidler og da spesielt glyfosat, som er en viktig brikke i ugrasbekjempingen i reduserte jordarbeidingsystemer. Ut fra denne litteraturgjennomgangen framstår vårpløying som et godt alternativ - dvs. jordarbeiding kun om våren. Forsøk viser at denne jordarbeidingen gir om lag samme effekt på ugras og om lag samme avlingsnivå som høstpløying. Dermed vil sprøytebehovet være mindre enn ved pløyefri dyrkning, samtidig som det vil redusere erosjonsrisikoen (jordtap) med om lag 90 % i forhold til høstpløying.

Resultatene fra overvåking av glyfosat i det norske (JOVA) og svenske overvåkingsprogrammet for jordbruksområder presenteres i kapittel 4. Hovedinnsatsen er målinger av overflatevann, men det har også vært undersøkelser av grunnvann og sediment. Fordi glyfosat og AMPA krever en spesialanalyse (dvs. ikke kan analyseres i multimetode med andre pesticider) er det et begrenset antall prøver som er analysert i Norge i perioden 1997-2006, men i Sverige har de analysert alle vannprøver i perioden 2002-2005. Glyfosat gjenfinnes i de fleste vannprøver som analyseres for dette stoffet i pesticidovervåkingsprogram i Norge, Sverige og Danmark. Dette omfatter funn både i overflate- og grunnvann. Resultatene fra pesticidovervåkingen i JOVA-programmet viser en god sammenheng mellom bruk av glyfosat og funn i de ulike overvåkingsfeltene. Analyser av datamaterialet fra JOVA-programmet viste imidlertid ingen statistisk signifikante sammenhenger mellom jordarbeiding og observert bruk av glyfosat. Verken andel overvintring i stubb, andel vårkorn, andel høstkorn eller andel pløyd osv. kan relateres direkte til observert glyfosatsprøyting. Skuterud feltet med en stor andel høsthvete hadde mer glyfosatsprøyting enn feltene med lite høsthvete. Denne sprøytingen ble av agronomiske årsaker ofte gjort utenom det året en dyrket høsthvete. Værforhold er trolig en svært viktig faktor for å forklare de observerte variasjonene mellom år. Værforhold vil bl.a. påvirke ugrassituasjonen og muligheten for å kjøre på jorda - og i tillegg vil økonomiske vurderinger ligge til grunn for bondens faktiske handlinger. Det er imidlertid ikke gjort noen omfattende analyse av dette (dvs. om flere faktorer kan knyttes sammen og danne et bedre forklaringsgrunnlag).

Det er indikasjoner på at jordtype/-struktur og tap av partikler påvirker tap av glyfosat etter sprøyting i felt. I felt og episoder med store tap av partikler tapes også mye glyfosat (i løsnings), og overvåkingsfelt med lite tap av partikler gir kun unntaksvis funn av plantevernmidler i vannprøver. Prøvetakingstidspunkt i forhold til avrenningsepisoder i felt har mye å si for hvilke pesticidkonsentrasjoner som måles i pesticidovervåkingsprogrammene, og høye konsentrasjoner kan forekomme uten at de blir registrert. Episodestudier i JOVA-programmet har imidlertid ikke avdekket høyere konsentrasjoner av glyfosat i løsnings enn 4 µg/l. Det er definert en miljøfarlighetsgrense for glyfosat på 28 µg/l. De observerte konsentrasjonene vil derfor ikke utgjøre noen fare for organismer i det akvatiske miljøet. Det er også gjort funn av glyfosat i sedimenter, men mangel på informasjon om giftigheten forbundet med denne fraksjonen gjør det vanskelig å vurdere miljøfarligheten av dette.

Avrenning av pesticidet glyfosat og nedbrytningsproduktet AMPA er undersøkt på et jordbruksfelt i Askim under kontrollerte rutforsøk, og disse resultatene presenteres i kapittel 5. Vi valgte å utføre feltforsøk med sprøyting av glyfosat på en erosjonsutsatt, planert leirjord som et worst-case scenario for tap av glyfosat på bakgrunn av antakelser om store tap av glyfosat med partikler. Det ble målt tap av glyfosat med overflateavrenning og utlekking via drenerør i felter med og uten høstharving. Harvingen ble utført med rotorharv (8-10 cm), og var såpass kraftig at dekningsgraden av halm etter høstharving var tilnærmet null, altså tilsvarende som etter pløying. Ved harving vil imidlertid jorda bli blandet jevnere i hele harvedypet (0-10 cm), mens ved pløying vil jorda i større grad vendes. Glyfosat i overflatesjiktet vil bli forflyttet til nedre del av plogsjiktet (20-25 cm avhengig av pløyedyp) ved pløying. Dette kan bidra til lavere glyfosatkonsentrasjoner i overflatesjiktet ved pløying sammenliknet med harving.

Harving førte til en markant reduksjon i tapet av løst glyfosat - pga. nedharving og spredning i et større jordvolum med potensiale for sterkere binding. I ruter som ikke ble høstharva observerte vi større tap og høyere konsentrasjoner av glyfosat og AMPA i løsnings - både i overflate- og dreneringsvann. Videre ga

harving en markant økning i partikkeltapet både med overflate- og drensavrenning. Sorpsjonsstudier viste sterk binding av glyfosat til jordpartikler. Estimert mengde glyfosat og AMPA transportert i form av partikler fra høstharvede ruter var betydelig, og oversteg klart mengde transportert i løsning. Pga. stort jordtap fra høstharva ruter, ble derfor totaltapet av glyfosat og AMPA (løst + partikkelbundet) størst fra de høstharva rutene i forsøksperioden. Observert totalt tap var på 1,1 og 1,6 % for glyfosat og AMPA hhv. fra høstharva ruter, og på 0,7 og 0,8 % fra ruter som ikke ble harvet i forsøksperioden. Gjennomsnittskonsentrasjon av glyfosat og AMPA i løsning i drens- og overflatevann var på drøyt 1,5 µg/l fra ubehandla ruter, og på knapt 1,0 µg/l fra høstharva ruter. Maksimumskonsentrasjoner av glyfosat i løsning i overflateavrenning ble målt til 6 µg/l, og i drensvann 4-5 µg/l. De observerte konsentrasjonene var dermed på nivå med observasjoner i JOVA-programmet og langt under den definerte miljøfarlighetsgrensen.

Høsten 2006 var svært nedbørrik og drensavrenningen var dominerende i denne jordtypen under disse klimaforholdene. Forsøket viste betydningen av nedbørmengde, jordarbeiding og partikkeltransport for de totale tap av glyfosat på en erosjonsutsatt leirjord. Vi så imidlertid også at man kan få betydelige tap av glyfosat i løsning om høsten etter sprøyting selv uten jordarbeiding og dermed lite partikkeltap. Ved sprøyting ble vegetasjonsdekket (ugras + halmrester og stubb) anslått til 95-100 % på forsøksrutene, hvorav halmrester og stubb utgjorde om lag 40 %. Dette kan være noe av forklaringen til høyere tap av glyfosat i løsning fra ruter uten jordarbeiding. Det er behov for gjentak av disse feltforsøkene for å se effekten av ulike klimaforhold, samt tilsvarende undersøkelser på andre jordtyper for å se effekten av ulik tekstur, jordstruktur, erosjonsrisiko og partikkeltap på tap av glyfosat. Innvirkning av partikler på transport og analytisk bestemmelse av glyfosat bør undersøkes videre for å bekrefte funnene i denne undersøkelsen og for å forstå oppførsel av glyfosat i jord-sediment-vann systemet.

Kapittel 6 gir en sammenfattende diskusjon med fokus på hvordan klima og jordarbeiding påvirker tap av glyfosat fra jord, samt en vurdering av miljørisiko når man ser redusert jordarbeiding både i forhold til erosjon og bruk og tap av glyfosat. Denne rapporten gjenspeiler behovet for at flere miljøutfordringer ses i sammenheng for at man skal kunne få en god miljøforvaltning. Virkemidlene for å øke andelen jordbruksareal under redusert jordarbeiding må ta hensyn til agronomiske forhold som behovet for ugrasbekjemping. Tilsvarende må virkemidler for å redusere bruken av glyfosat bl.a. ta i betraktning den erosjonsrisikoen som er forbundet med mekanisk ugrasbekjemping ved pløying og harving spesielt om høsten. Dersom virkemidlene settes opp mot hverandre vil økonomiske hensyn ofte være styrende for valg av driftsmetoder uavhengig av eventuelle konsekvenser for miljøet.

Omsetningen av glyfosat har økt med nær 300 % de siste 20 årene. Ved å sette et eget mål for reduksjon av glyfosat vil man få et fokus på problemstillingen som kanskje i seg selv kan bidra til å redusere bruken. Glyfosat er imidlertid et pesticid som er lite toksisk sammenliknet med mange andre pesticider. Man må derfor sette opp en slik målsetting med virkemidler slik at det ikke fører til økt bruk av andre pesticider. Videre forskningsinnsats på den agronomiske effekten av reduserte glyfosatdoser, sprøyting etter behov og mekaniske tiltak mot rotugras, både på kort og lang sikt, samt undersøkelser av risikoen for tap av glyfosat under slike alternative bekjempingsregimer vil være viktig. Samtidig må virkemiddelutformingen være slik at man heller ikke får økt høstpløying og erosjon som følge av målet om redusert bruk av glyfosat. Denne utredningen har vist at det kan være mulig å redusere bruken av glyfosat uten å øke erosjon og jordtap vesentlig. Vårpløying er i mange tilfeller et godt alternativ til høstpløying, som gir god bekjemping av ugras og reduserer erosjonsrisikoen med inntil 90 %.

Hvilke forhold som skal veie tyngst når man vurderer den totale miljørisikoen og behovet for iverksetting av tiltak - erosjon eller tap av glyfosat - kommer an på øynene som ser og hva man anser for å være en akseptabel bruk/avrenning av glyfosat kontra hva som anses for å være en akseptabel erosjon. Dette er en krevende avveining som myndighetene må ta, og denne rapporten viser at det fordres bedre grunnleggende kunnskap om prosessene som styrer utvasking av partikler og glyfosat. Arbeid med utvikling av kunnskapsgrunnlaget for framtidig tiltaksplanlegging bør integrere både næringsstoff- og pesticidaspekter.

2. Summary

Reduced (ploughless) tillage affects the level of plant pests, diseases and weeds, and hence the need for pesticides. The focus on reduced tillage in Norwegian agriculture the last decades has presumably caused a significant part of the observed increase in sprayings with glyphosate. From the late 1980'ies we have observed a change in the soil tillage before cereals and oilseed crops in Norway. We see a decline in autumn ploughed areas and an increase in areas with soil tillage only in spring. In fields with reduced tillage there is an increased need for spraying to control perennial weeds as compared to ploughed fields. Reports from surveys of Norwegian farmer's use of pesticides do not state the percentage of the total area under ploughless spring tillage or the total use of glyphosate pesticides in agriculture. Hence, it is difficult to estimate the actual effect of ploughless tillage on the need for glyphosate spraying. We also see a constantly increasing sale of glyphosate, with close to a 300 % increase from the mid 1980'ies. This increase can easily be attributed to the observed changes in soil tillage, but is in part also caused by glyphosate's wide applicability (non-specific, broad spectrum, systemic) and the fact that competition between manufacturers has lowered the price significantly. Glyphosate is the most widely used pesticide and constituted 37 % of the annual mean pesticide sales through 2002-2006 in Norway. Glyphosate is used in large doses compared to some of the newer pesticides (low-dosage).

Reduced tillage affects soil structure and factors governing the processes that affect the fate of pesticides in soil (transport, sorption, degradation). Glyphosate is quite easily soluble in water, but the risk of leaching has been regarded as low due to its relatively fast degradation in soil (microbial degradation) and strong sorption to soil particles. However, research results show reduced and slow degradation at the low soil temperatures we experience autumn, winter and spring in Norway. Sampling and analysis of glyphosate in surface and ground waters in Scandinavia have only been performed in significant amounts the last 10 years. Through this monitoring, glyphosate and the degradation product AMPA is detected in a substantial amount of samples from both surface and ground waters. From an environmental perspective, we need soil tillage practices resulting in low soil loss that also enables the use of glyphosate to be kept at a moderate level. Hence, tillage systems with low soil loss must be evaluated based on their effects on the need for spraying with glyphosate.

Chapter 3 in this report gives a review of important research reports on the interrelated topics soil tillage, need for spraying and risk of surface runoff and leaching of glyphosate. This literature review shows an increased need for use of glyphosate, and spraying towards perennial weeds and other wintering weed species in general, under reduced tillage - to sustain yield levels comparable to autumn ploughed fields. Risk of increased tolerance and development of resistance speaks against annual/frequent use of a specific pesticide. Regarding the fate of glyphosate in the environment, the following can be pointed out:

- Research shows slow degradation of glyphosate in Norwegian climate
- Research confirms particle bound transport of glyphosate
- Research indicates that glyphosate is mainly lost through transport with soil particles
- Research shows that glyphosate and AMPA may leach through well structured clay soil in nordic climate, and, hence, pose a risk to the aquatic environment

However, there is a need to investigate the risk of transport of glyphosate to surface and ground waters under reduced tillage, as only few studies of loss of glyphosate include soil tillage as an experimental factor. There is also a need to study up-to-date soil tillage systems including deep harrowing/soil loosening (non-inversion) and not just focusing on the contrasts between ploughing and no tillage (direct drilling). This accounts for studies of effects on weeds (mechanical control) and studies of effects on surface runoff and leaching of pesticides (surface condition, soil structure, hydrology etc.).

An evaluation of the environmental effects of different tillage systems must consider both the risk of erosion and loss of nutrients, i.e. the motivation for reduced (ploughless) tillage, and the risk of loss of pesticides, especially glyphosate being essential for weed control in reduced tillage systems. From this literature review spring ploughing stands out as a good alternative - i.e. soil tillage only in spring. Field trials show that spring ploughing has about the same effect on weeds and comparable yield levels as autumn ploughing. Hence, the need for spraying with glyphosate will be lower compared to ploughless tillage, and at the same time the soil erosion risk is approx. 90 % less than with autumn ploughing.

Results from monitoring of glyphosate through the Norwegian (JOVA) and Swedish pesticide monitoring programs in agriculture are presented in chapter 4. Mainly surface water samples have been analysed, but there are also results from ground waters and sediment. Glyphosate and AMPA are analysed through a specific analysis (i.e. can not be analysed through multi-methods with other pesticides), hence, only a limited amount of samples have been analysed in Norway 1997-2006. In Sweden all water samples collected through the monitoring program 2002-2005 have been analysed for glyphosate and AMPA. Glyphosate is detected in most of the water samples analysed for this in the pesticide monitoring programs in Norway, Sweden and Denmark. It has been detected in both surface and ground waters. The results from the pesticide monitoring of the JOVA-program show a good connection between use of glyphosate and detection in the different catchments that are monitored. However, statistical analysis of the results did not show any significant connections between soil tillage and observed use of glyphosate. Neither percentage area with straw cover during winter (untilled), percentage area spring cereal or winter cereal, nor percentage area ploughed etc. could be directly related to observed spraying with glyphosate. Skuterud catchment with a large proportion of winter wheat had a higher area treated with glyphosate than fields with less winter wheat. The glyphosate treatments were of agronomic reasons often performed in other crops than winter wheat. Weather conditions are evidently important in explaining variability between years. Weather conditions will affect a.o. the weed density and the soils bearing capacity (wheel traffic). In addition, economical considerations will govern the farmer's actual actions. However, no analysis considering all these factors together has been done here.

The data indicate that soil type/structure and loss of soil particles affects loss of glyphosate after spraying in the field. In catchments and during runoff episodes with large particle losses, also large amounts of glyphosate (dissolved) are lost. Pesticides are only detected in water samples from catchments with small soil losses in exceptional cases.

Timing of sampling in relation to runoff/leaching events will greatly affect the actual measured pesticide concentrations through monitoring programs, and high concentrations might occur without being detected. Studies of runoff episodes through the JOVA-program have, however, not revealed higher concentrations of dissolved glyphosate than 4 µg/l. A Norwegian environmental risk index level has been defined for glyphosate at 28 µg/l. The observed concentration levels do, from this, not pose an immediate threat to aquatic organisms. Glyphosate has also been detected in sediment, but lack of information on the toxicity of this fraction makes it difficult to evaluate the environmental risk connected to this.

Runoff of the pesticide glyphosate and its metabolite AMPA has been investigated in controlled plot studies in an agricultural field in Askim, SE Norway. These results are presented in chapter 5. We chose to perform field trials with spraying of glyphosate on an artificially levelled clay soil with high erodibility. This to illustrate a worst-case scenario for glyphosate loss, based on the assumption that glyphosate will mainly be lost attached to soil particles. Loss of glyphosate through surface runoff and leaching through drain pipes from fields with and without autumn harrowing was measured. The harrowing was performed with rotary harrow (8-10 cm), totally integrating straw residues into the soil and resulting in a bare soil surface. This is a similar surface condition to after ploughing. However, harrowing will evenly mix the soil throughout the harrowing depth (0-10 cm), while ploughing will invert the soil with little mixing. Glyphosate in the surface soil layer will be moved to the lower part of the plough layer (20-25 cm depending on ploughing depth) when ploughing. This might give lower glyphosate concentrations in the top soil layer after ploughing compared to harrowing.

Harrowing markedly reduced the loss of dissolved glyphosate - due to incorporation in a larger soil volume enabling stronger sorption to soil constituents. We observed larger losses and higher concentrations of dissolved glyphosate and AMPA lost from untilled plots - both through surface runoff and drain pipes. Further, harrowing markedly increased the particle losses through both surface runoff and drainage. Sorption studies showed strong sorption of glyphosate to soil particles. Estimates indicate that substantial amounts of glyphosate and AMPA was transported with soil particles from harrowed plots, clearly surpassing dissolved amounts lost. Due to large soil losses from harrowed plots, total losses of glyphosate and AMPA (dissolved and particle bound) were largest from the autumn harrowed plots through the study period. Observed total losses amounted to 1.1 and 1.6 % for glyphosate and AMPA resp. from autumn harrowed plots, and 0.7 and 0.8 % from untilled plots.

Mean observed concentrations of dissolved glyphosate and AMPA in surface runoff and drainage water was slightly above 1.5 µg/l from untilled plots, and just below 1.0 µg/l from harrowed plots. Maximum observed concentrations of dissolved glyphosate in surface runoff amounted to 6 µg/l, and 4-5 µg/l in drainage water. The observed concentrations were, hence, comparable to the levels detected through the JOVA-program and far below the defined environmental risk index level.

The autumn 2006 was very wet and water transport through drain pipes dominated in the investigated soil. These field trials showed the importance of precipitation amounts, soil tillage and particle transport to the total loss of glyphosate from an easily erodible clay soil. However, we observed substantial losses of glyphosate in the autumn after spraying even from untilled plots with only small amounts of particles lost. At the time of spraying the vegetation cover (weeds + straw residues and stubble) was estimated to 95-100 %, of which straw residues and stubble amounted to 40 %. This might in part explain the larger losses of dissolved glyphosate from untilled plots. These field trials should be repeated to find the effect of differing weather conditions, and comparable trials should be performed on different soil types to find the effects of soil texture, structure, erodibility and particle loss on glyphosate loss. The effect of soil particles on transport and analytical determination of glyphosate should be further investigated to possibly confirm the findings of this study, and to give increased knowledge on the behaviour of glyphosate in the soil-sediment-water system.

Chapter 6 gives a summarizing discussion focusing on how climate and soil tillage affects loss of glyphosate from soil, and an evaluation of the environmental risk when considering reduced tillage in relation to both erosion risk and the use and loss of glyphosate. This report reflects the need to consider several challenges simultaneously to ensure good environmental management. Measures to increase the percentage area under reduced tillage must consider agronomical challenges like those connected to weed control. Similarly, measures to minimize glyphosate use must a.o. consider the erosion risk connected to mechanical weed control by ploughing and harrowing particularly in autumn. When different measures have opposing effects, economical considerations often govern the choice of farming systems independent of possible environmental consequences.

Sale statistics show an increase in glyphosate sales in Norway close to 300 % during the last 20 years. Defining a separate environmental goal for reduction of glyphosate use will highlight this issue and this focus might in itself contribute to reduced use. Glyphosate is, however, much less toxic than many other pesticides. Hence, such an environmental goal with associated measures, must not contribute to increased use of other pesticides. Continued research to determine the agronomical effects of reduced glyphosate doses, spraying after requirement, and mechanical measures to control perennial weeds, both short and long term effects, as well as investigations of the risk of glyphosate loss when employing such alternative weed control measures, will be important. Further, employed measures to reduce the use of glyphosate must not contribute to a larger percentage area ploughed in the autumn and, hence, increased erosion risk. This report shows that it will be possible to reduce the use of glyphosate without significant increases in soil erosion and soil loss. Spring ploughing is in many cases a good alternative to autumn ploughing, giving good weed control and reducing the soil erosion risk with up to 90 %.

What will be decisive when evaluating the total environmental risk and need for implementing measures - soil erosion or loss of glyphosate - depends on what is considered to be acceptable use/loss of glyphosate versus acceptable soil erosion. This is demanding and a task for the authorities. This

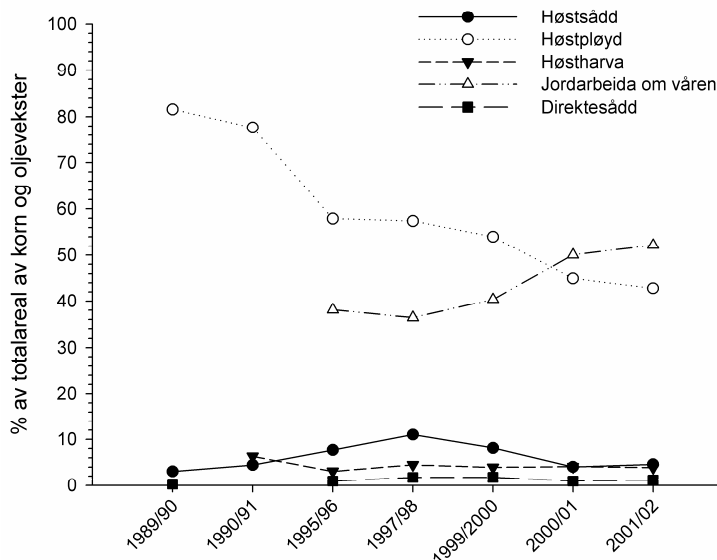
report shows the need for better knowledge on the processes governing leaching of particles and glyphosate, and the need for integrated measures to handle loss of soil, nutrients and pesticides.

3. Innledning og litteraturgjennomgang

3.1 Introduksjon

3.1.1 Bakgrunn

Tradisjonelt har pløying (vending av jorda) vært et jordarbeidingstiltak for ugraskontroll, såbedstilling og innblanding av halmrester i jorda. Effekten av pløying på ugras er veldokumentert (bl.a. Håkansson *et al.*, 1998). Fra midten av 1980-åra ble det økt fokus på erosjon/jordtap og tap av plantenæringsstoffer fra jordbruksarealer til akvatiske miljøer. For å redusere disse problemene ble bøndene motivert til å redusere jordarbeidinga om høsten ved hjelp av tilskuddsordninger. Andelen høstpløyd jordbruksareal ble redusert fra 82 til 57 % i perioden 1989-1997, og har vært relativt stabil de senere år med 51 % i 2005 (Figur 3.1; Bye *et al.*, 2006).



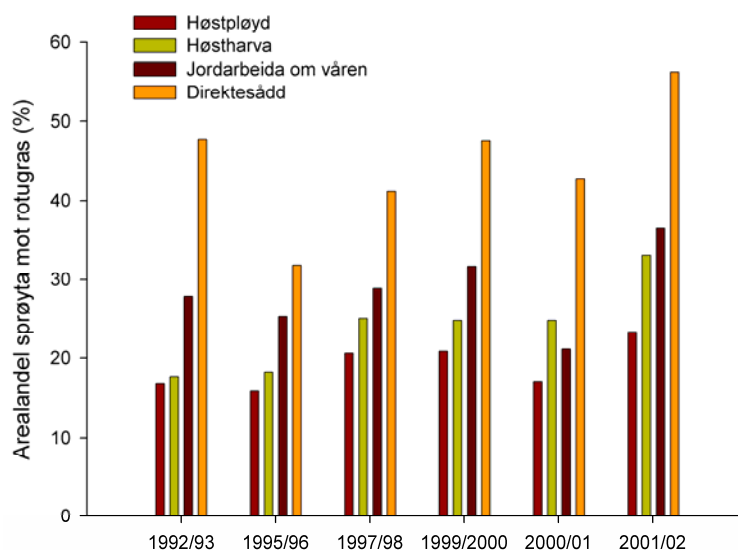
Figur 3.1. Areal av korn og oljevekster i Norge etter jordarbeiding. (Kilde: Bye *et al.*, 2006).

Økonomiske tilskuddsordninger for å redusere andelen av høstpløyd areal, har støtte i omfattende forskningsarbeid som viser at overflateavrenning og erosjon er størst senhøstes, gjennom vinteren og våren pga. frossen (tele) og/eller vannmetta jord (bl.a. Lundekvam, 1997; Lundekvam & Skøien, 1998; Øygarden, 2000). Denne sesongvariasjonen medfører at jordarbeiding om høsten vil øke jordtapet sammenliknet med jordarbeiding kun om våren. Jordarbeiding har stor innvirkning på jordtap og det er vist at jordarbeiding om våren reduserer årlig jordtap med 90 % i forhold til jordarbeidingsystemer med høstpløying (Lundekvam & Skøien, 1998). Videre har jord med høy andel stabile (water-stable) aggregater samt høyt innhold av leir og humus god/høy motstandskraft mot erosjon. Redusert jordarbeiding, uten pløying, har også andre fordeler for bonden og samfunnet. EU-prosjektet KASSA (Knowledge Assessment and Sharing on Sustainable Agriculture) fremhever fordeler knyttet til kostnadsbesparelser og økt biodiversitet, i tillegg til bedre jordstruktur/jordfysiske endringer og økt innhold av organisk materiale (Lahmar *et al.*, 2006). Bondens bekymringer i forhold til å kutte ut høstpløying inkluderer risiko for lavere avling, større ugrasproblemer og tidspress i våronna (Lundekvam *et al.*, 2003).

JOVA (Program for jord- og vannovervåking i landbruket) overvåker erosjon og næringsstofftap fra ni nedbørfelt i Norge. Overvåkingen, som startet tidlig på 90-tallet, viser en økning i stubbarealet i kornområdene gjennom perioden, men man ser en tendens til mer jordarbeiding om høsten og økt tilførsel av næringsstoffer de senere år (Vandsemb *et al.*, 2006). Det observerte nitrogentapet viser stor årlig variasjon og avhenger av nedbørmengdene, og de største nitrogentapene observeres i grønnsakdyrkningsområder (om lag dobbelt så store tap som fra kornfelt og husdyrbruksområder). Overvåkingen viser høye fosfor- og jordtap i områder med kraftig fosforgjødsling og intensiv jordarbeiding. Høye fosfortap henger sammen med høy andel organisk jord med liten evne til å binde fosfor i nedbørfeltet, samt høy andel overflateavrenning og erosjon og dermed store jordtap. Man ser ingen klar tendens til reduserte tap av fosfor eller partikler gjennom hele overvåkingsperioden, men det er variasjon mellom feltene. Det til tross for iverksetting av tiltak i jordbruket (jordarbeiding, fangvekster, gjødselplanlegging mm.). Årsaken er trolig at tiltak ble iverksatt allerede før overvåkingen startet, og at de senere års klimaforhold med mye nedbør og fryse/tine perioder om vinteren har bidratt til å øke tapene.

Redusert jordarbeiding påvirker endringer i nivået av skadedyr, plantesjukdommer og ugrasmengder og dermed behovet for bruk av plantevernmidler (bl.a. Olesen *et al.*, 2002). Man antar at de senere års fokusering på redusert jordarbeiding i norsk landbruk, er en del av årsaken til at det sprøytes mer med plantevernmiddelet glyfosat enn tidligere. Redusert jordarbeiding påvirker jordstrukturen og faktorer som styrer de ulike prosessene som påvirker plantevernmidlenes skjebne i jorda (transport, binding, nedbrytning) (bl.a. Holland, 2004). Glyfosat er relativt lettøselig i vann (10,5 g/l) (Tomlin, 2006), men risikoen for utlekking har tidligere vært ansett som lav på grunn av sterk binding til jordpartikler. Prøvetaking og analyser av glyfosat i overflatevann og grunnvann i Skandinavia har bare vært utført i vesentlig omfang de siste 10 årene. Da man begynte å analysere vann, ble imidlertid glyfosat og nedbrytningsproduktet AMPA gjenfunnet ikke bare i et betydelig omfang i overflatevann, men også i grunnvann (kap. 4; Refsgaard *et al.*, 2002; Jørgensen, 2005).

Miljømessig er det ønskelig å oppnå en jordarbeiding som gir minst mulig tap av jord, samtidig som bruken av glyfosat holdes på et moderat nivå. En må derfor se på hvilke jordarbeidingsmetoder som gir minimal erosjon og hvilke konsekvenser slik jordarbeiding har for behovet for sprøyting med glyfosat. Brukerundersøkelser viser at den faktiske sprøytinga mot rotugras er større ved redusert jordarbeiding og jordarbeiding om våren enn ved høstpløying, med klart størst behov ved direktesåing (Figur 3.2; Bye *et al.*, 2006).



Figur 3.2. Andel av areal med respektive jordarbeiding sprøya mot rotugras (Kilde: Bye *et al.*, 2006)

Sprøyting mot rotugras omfatter bruk av MCPA og mekoprop-p i tillegg til glyfosatpreparater, så det økte forbruket kan ikke knyttes direkte opp mot sprøyting med glyfosat. Disse opplysningene spesifiserer heller ikke andelen vårpløyd areal, og vi må ha i mente at de totale arealene under direktesåing er forsvinnende små i forhold til de dominerende jordarbeidingsystemene med høstpløying og all jordarbeiding om våren (jf. Figur 3.1).

3.1.2 Redusert jordarbeiding

Aktuelle jordarbeidingsystemer som praktiseres i Norge omfatter bl.a.

1. Jordarbeiding med pløying

- Høstpløying til 18-30 cm dybde, overvintring som åpen pløgsle, samt sekundær jordarbeiding (harving, tromling mm) i forbindelse med såing av vårkorn om våren.
- Høstpløying til 18-30 cm dybde, samt sekundær jordarbeiding i forbindelse med såing av høstkorn om høsten.
- Stubbharving om høsten, høst- eller vårpløying til 18-30 cm dybde, samt sekundær jordarbeiding i forbindelse med såing.
- Overvintring i stubb, vårpløying med vendeplog til 18-30 cm dybde, samt sekundær jordarbeiding i forbindelse med såing.

2. Pløyefri dyrking til vårkorn.

- Stubbharving om høsten, samt sekundær jordarbeiding i forbindelse med såing.
- 1-2 g vårharving før såing.
- Direktesåing.

3. Pløyefri dyrking til høstkorn

- Stubbharving 1-2 g før såing.
- Direktesåing.

Redusert jordarbeiding - pløyefri dyrking - dekker altså over et stort spenn av ulike jordarbeidingsstrategier fra direktesåing med ingen jordarbeiding før såing, til relativt intensiv jordarbeiding ned til 15-20 cm før såing. Den eneste fellesnevneren synes å være at pløying utelates. I praksis vil det imidlertid også benyttes jordarbeidingsystemer/strategier hvor man pløyer ved behov. Effekten av harving - stubbharving om høsten og vårharving - kan være svært forskjellig mhp. erosjonsrisiko og andre miljøeffekter da harvedybde, grad av jordløsning og grad av nedmolding av planterester vil variere med valg av utstyr/metode. Man kan ha alt fra overfladisk stubbharving (5-8 cm) til dyp stubbkultivering/jordløsning (ca. 20 cm), grunn (4-8 cm) og dyp (8-15 cm) vårharving, tindeharv, tung skålharv, rotorharv mm. med ulik (økende) grad av nedmolding og jorddyp osv. Når en skal sammenlikne effekter av harving må en derfor presisere hvilken type harving som er gjennomført. Det er nå vanlig å kutte og spre halmen jevnt utover etter tresking også ved redusert jordarbeiding.

Pløyefri dyrking gir generelt god avling på veldrenert lettleire og leirjord i det relativt tørre klimaet i sørøst Norge (Riley *et al.*, 2005), men kan være mer problematisk under fuktigere værforhold, spesielt på silt og sandjord (Riley *et al.*, 2004). Redusert jordarbeiding til høstkorn har vært forbundet med de største problemene knyttet til ugrasbekjemping, samtidig som man oppnår god reduksjon av erosjon og tap av næringsstoffer. Ifølge Bakkegård *et al.* (2007) anbefales det ut fra agronomiske hensyn to harvinger før såing av høstkorn under redusert jordarbeiding; grunn harving (3-5 cm) like etter tresking for å blande ned halm og få ugras- og spillkorn til å spire, og dypere harving like før såing for å ytterligere blande inn planterester, ødelegge spirer av ugras og spillkorn og lage et godt såbed. For sistnevnte harving er 6-8 cm harvedybde nok på velstrukturert jord med lite halm, mens det bør harves noe dypere på lett jord med svak struktur og på jord hvor man ønsker bedre dreneringsevne i matjordlaget. Direktesåing av høstkorn krever halmfjerning eller høy stubbing ved tresking, og god

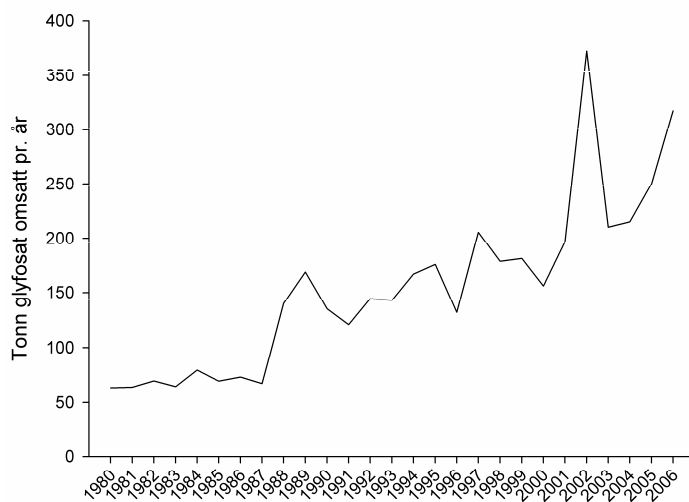
jordstruktur. Ut fra hensyn til erosjon og tap av næringsstoffer anbefales redusert jordarbeiding med lett høstharving eller direktesåing til høstkorn (Grønsten *et al.*, 2007).

3.1.3 Glyfosat

Bruksområde og bruk

Glyfosat er et bredspektra, ikke-selektivt, systemisk ugrasmiddel, som virker mot de fleste planter som har velutvikla blader og er i god vekst ved behandling. I jordbruket brukes glyfosatpreparater mot kveke og annet oppspirt ugras, enten før oppspiring, før etablering eller etter høsting av kulturen. Videre brukes slike preparater i moden byggåker uten gjenlegg. Glyfosat er i avgiftssystemet klassifisert med lav helse og miljörisiko - med dertil lav miljøavgift av Mattilsynet. Glyfosat er giftig for vannlevende organismer.

Ugrasmiddelet glyfosat er et av verdens mest brukte plantevernmidler. I Norge utgjorde omsetningen av ugrasmidler 71 % av alle omsatte plantevernmidler (målt i mengde virksomt stoff (v.s.)) i snitt 2002-2006, hvorav glyfosat igjen utgjorde 53 % (dvs. 37 % av total omsatt mengde) (Mattilsynet, 2007). Figur 3.3 viser utviklingen av omsetningen av glyfosat i Norge. Gjennomsnittlig årlig omsetning for 20 år siden var ca 70 tonn (perioden 1982-1986), mens årlig omsatt mengde i gjennomsnitt for perioden 2002-2006 var ca 270 tonn. Omsetningen av glyfosatpreparater har altså økt med nesten 300 % i denne perioden. Glyfosat brukes i høye doser sammenlignet med mange andre midler (spesielt lavdosemidlene), slik at andelen areal som blir sprøytet med glyfosat, utgjør en mindre andel enn det omsetningsstatistikken tilsier. Vi har ingen fullstendig oversikt over den totale bruken av ulike glyfosatpreparater i Norge. SSB gjennomfører år om annet undersøkelser av pesticidbruken i jordbruket, men disse omfatter ikke alle preparater. Den faktiske bruken kan heller ikke leses direkte ut fra omsetningsstatistikken da omsetningen det enkelte år også vil påvirkes av eventuelle regelendringer, avgiftsendringer e.l.



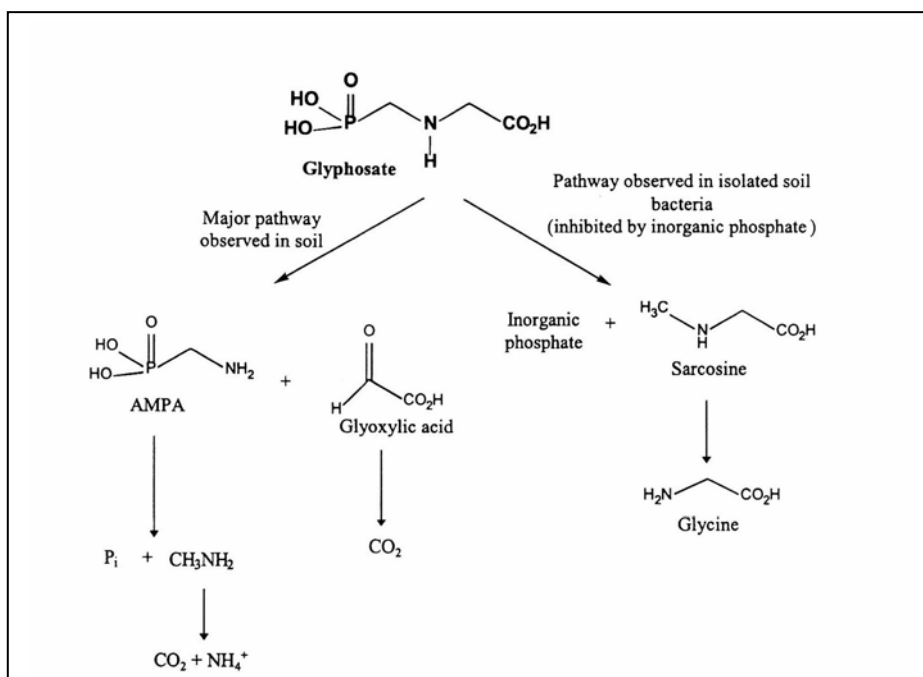
Figur 3.3. Utviklingen av omsetning av glyfosat (inkl. glyfosat trimesium) i Norge.

Glyfosat kom på markedet under handelsnavnet Roundup på 1970-tallet. Firmaet Monsanto hadde lenge patent på produksjon av glyfosat, men i 2000 gikk patentet ut. Nå er det flere produsenter av glyfosat og det foreligger i en rekke handelspreparater og prisen har gått ned. Glyfosat har i Norge vært solgt i en rekke handelspreparater for yrkesbruk: for eksempel Roundup, Roundup Eco, Roundup dry, Roundup Max, Glyfos, Ecoplugg, Glyphomax, Clinic Pro, Glyphonova, Glyfonova Pluss, LFS-Glyfosat ECO, Touchdown Premium, samt en rekke hobbypreparater: for eksempel Roundup Spray, Roundup Turbo, Roundup Garden, Keeper mot Ugress klar-til-bruk, Keeper mot Ugress konsentrat, Rambo, Rambo spray. Lavere pris og mer utstrakt bruk av redusert jordarbeiding har ført til at omsetningen av glyfosat

har økt. Det er store variasjoner mellom år i bruken av glyfosat pga. sesongmessige variasjoner i været som igjen påvirker både behovet og muligheten for bekjemping.

Skjebne i miljøet

Glyfosat anses for å være lett nedbrytbart i jord, og brytes hovedsakelig ned via mikrobielle prosesser - da via co-metabolske mikrobielle prosesser (bl.a. Sprankle *et al.*, 1975a; Torstensson & Aamisep, 1977; Torstensson, 1985), dvs. som en bi-effekt av generell mikrobiell aktivitet i jord. Figur 3.4 viser hvordan glyfosat i jord hovedsakelig brytes ned via metabolitten aminometyl fosfonsyre (AMPA). Nedbrytningen kan imidlertid hemmes sterkt ved at glyfosatmolekylet bindes til jordpartikler (bl.a. Sprankle *et al.*, 1975a og b; Hance, 1976; Piccolo *et al.*, 1996) - hovedsakelig mineralmateriale, men også organisk materiale - da dette reduserer tilgjengeligheten for nedbrytning av jordmikrober. Sterk binding (Tiberg *et al.*, 1998) og redusert nedbrytning ved økende binding (Jacobsen, 2003) er vist i undersøkelser av nordiske jordtyper. Sterkt redusert nedbrytning ved lave temperaturer og gjennom kalde perioder om vinteren (ved frost i jorda) (Stenrød *et al.*, 2005; Laitinen *et al.*, 2006) er også funnet å øke persistensen under nordiske klimaforhold.



Figur 3.4. Nedbrytning av glyfosat i jord

Glyfosat, [N-(phosphonometyl)glycin] ($C_3H_8NO_5P$), kan opptre både som syre og base (et amfotært molekyl) og har tre syregrupper (pK_a 0,78, 2,27, 5,57; Bleke, 1998) og en basisk aminogruppe (pK_a 10,86), og er relativt lett løselig i vann (10,5 g/l v. pH 1,9 og 20°C) (Tomlin, 2006). Glyfosat har tre reaktive grupper; en aminogruppe (C-NH₂), en karboksylatgruppe (-COOH) og en fosfonatgruppe (C-PO(OH)₂). Fosfonatgruppen i glyfosatmolekylet bindes til jord på samme måte som fosfat, og disse forbindelsene konkurrerer om de samme bindingsplassene i jorda (bl.a. Sprankle *et al.*, 1975a; de Jonge & de Jonge, 1999). Tapsprosessene for disse stoffene vil kunne være mange av de samme. Tapsmønstrene vil imidlertid ikke være sammenliknbare (kunne utledes fra hverandre) da fosfor (fosfat) er allestedsnærværende i jord og kan tapes fra hele jordvolumet, mens utbredelsen av glyfosat er begrenset til en fraksjon av jordvolumet av tilførselen samt forholdene for nedbrytning, binding og transport i jorda.

3.2 Redusert jordarbeiding og behov for plantevern tiltak

I Norge er, som nevnt, så mye som 70 % av plantevernmidlene som brukes ugrasmidler. Det har vært en betydelig økning i bruken av ugrasmiddelet glyfosat delvis på grunn av reduserte jordarbeidingsmetoder, med et årlig gjennomsnitt på 142 tonn i perioden 1996-2000 og på 249 tonn i perioden 2001-2005, og glyfosat utgjør pr. i dag ca 50 % av omsatt mengde ugrasmidler (Mattilsynet, 2007). Følgelig har forskningsinnsatsen vært konsentrert om ugrasproblematikken, men den følgende litteraturgjennomgangen gir også noen resultater for effekten av redusert jordarbeiding på andre skadegjørere. Ved redusert jordarbeiding er det høstsådde vekster som har størst problem med kontroll av ugras. I Norge utgjør disse under 10 % av arealet, og vi har sett en reduksjon i høstsådde vekster de senere år (Bye *et al.*, 2006; se også Figur 3.1). De refererte forskningsresultatene gjelder derfor i all hovedsak vårkorndyrking.

3.2.1 Skadegjørertutvikling og sprøytebehov ved vårkorndyrking

Det er gjort langvarige forsøk med redusert jordarbeiding i vårkorn i Norge, og under følger noen resultater fra slike forsøk utført hovedsakelig ved Bioforsk.

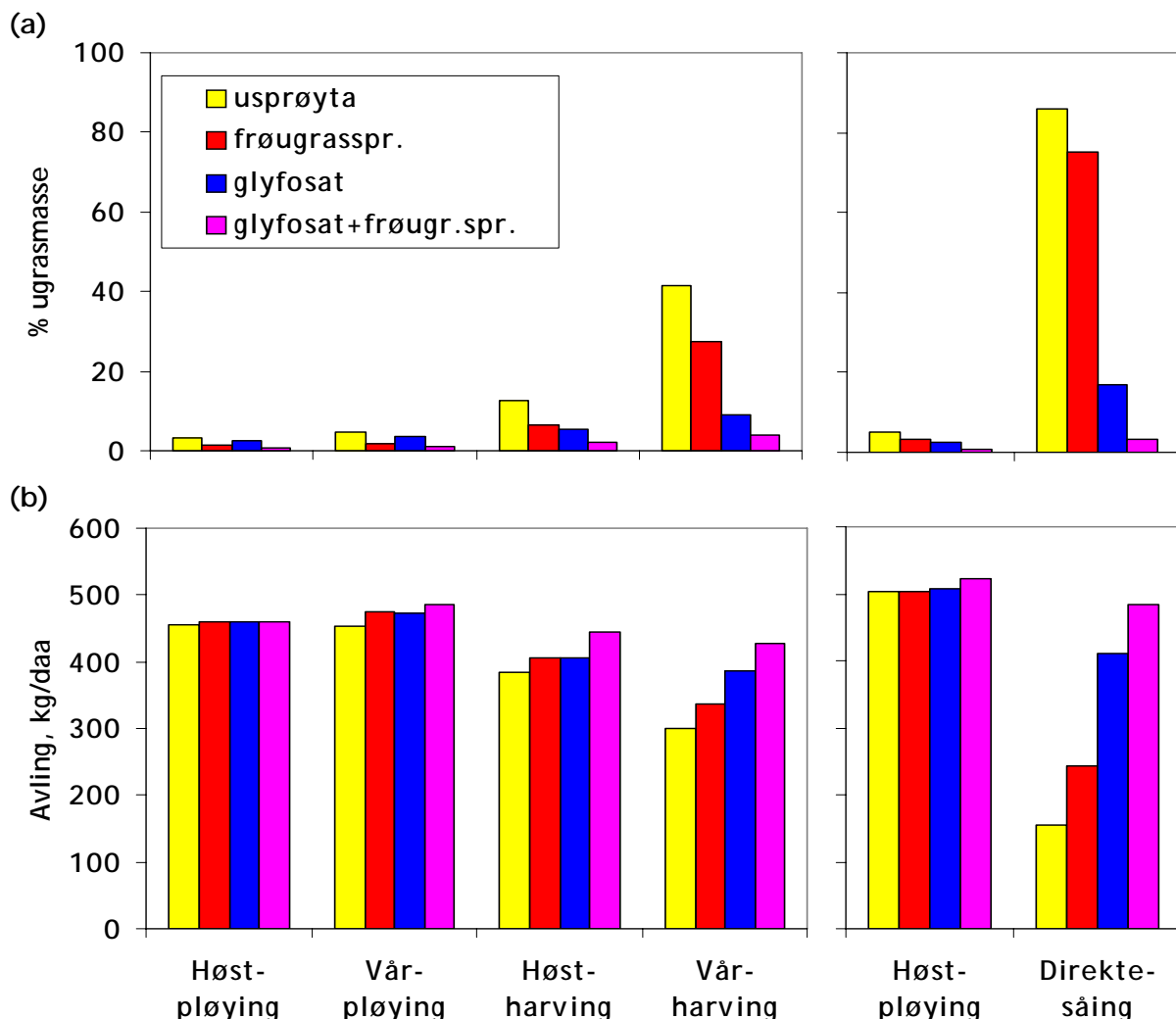
Økt behov for sprøyting mot ugras

Det er gjennomført flere langvarige forsøk for å undersøke effekten av redusert jordarbeiding på ugrasutvikling i vårkorndyrking i Norge i perioden 1988 til 2000. Resultater fra disse undersøkelsene er rapportert i både norske og internasjonale publikasjoner (bl.a. Skuterud *et al.*, 1996; Tørresen *et al.*, 1999; Tørresen, 1999; Tørresen & Skuterud, 2002; Tørresen *et al.*, 2003; Tørresen, 2003).

En større forsøksserie med redusert jordarbeiding i korndyrkingsområder i Norge ble gjennomført i perioden 1988 til 1995. I disse undersøkelsene fikk man økt problem med ugras under redusert jordarbeiding sammenliknet med dyrkingssystemer med høstpløying selv på de av feltene som ble sprøytet med glyfosat (som stort sett utgjorde halvparten, men i noen tilfeller kun de mest ugrasfylte rutene) (Skuterud *et al.*, 1996). I denne forsøksserien undersøkte en også om det var forskjell på vårharving utført med ulike typer harver (rotroharv, friksjonsdreven harv (Dynadrive) og tindeharv), og fant at type harve spilte liten rolle for ugraseffekten. En langvarig forsøksserie ble startet i 1993 og gikk til og med 1997/2000 der ulik jordarbeiding ble kombinert med ulik ugras- og sopp-sprøyting (Tørresen *et al.*, 1999; Tørresen *et al.*, 2003). Disse forsøkene viste også en klar økning i ugrasproblemen med redusert jordarbeidingsintensitet, med avtakende ugrasbiomasse fra direktesåing, via vårharving (1-2 ggr med rotorharv, stubbkultivator, skålharv eller tindeharv til 6-8 cm dyp), høstharving (1 g med rotorharv, stubbkultivator eller skålharv til 8-10 cm dyp) og vårpløying (vanlig plog, 15-20 cm dyp), til høstpløying (vanlig plog, 23-25 cm dyp) (Figur 3.5a). Den svake tendensen til økt ugrasbiomasse ved vårpløying kontra høstpløying kan være et resultat av noe grunnere pløyedybde om våren, da andre forsøk indikerer minst like bra ugrasbekjemping ved vårpløying som ved høstpløying (Dock Gustavsson & Rahbek Pedersen, 2003). Tilsvarende var det en reduksjon i avling (Figur 3.5b), bortsett fra for vårpløying som ga avlingsnivåer på høyde med høstpløydde arealer. Disse figurene viser resultatene som et gjennomsnitt av forsøk utført på 5 ulike lokaliteter og jordtyper (silt, siltig lettleire, lettleire, siltig mellomleire, mellomleire), men alle jordarbeidingsstypene ble ikke utført på alle lokaliteter.

Vårharving alene, alternativt direktesåing, gir størst ugrasproblemer. Vinterrettårige, toårige og flerårige ugras er funnet å øke mer enn sommerrettårige ugrasarter - samt at enfrøblada ugras øker mer enn tofrøblada ved redusert jordarbeiding (Skuterud *et al.*, 1996). Av flerårige arter er rotugrasene kveke og åkertistel funnet å øke spesielt ved redusert jordarbeiding, mens det ofte er større variasjon i mengden vinterrettårige (bl.a. tunrapp og vassarve) og to-årige ugras (bl.a. balderbrå) mellom år pga. variasjon i værforhold og konkurranse fra kulturen i vekstsesongen (Tørresen *et al.*, 2003). I de nordiske landene er flerårig ugras, andre overvintrende ugrasarter og grasugras (bl.a. åkertistel, kveke, tunrapp, balderbrå) et problem når jorda ikke pløyes (bl.a. Melander, 1994; Tørresen *et al.*, 2003; Jalli *et al.*, 2006).

Disse undersøkelsene viser videre at sprøyting med ugrasmidler er nødvendig for å holde ugraspopulasjonen og avlingen på et akseptabelt nivå, og ulike behandlinger er nødvendig for å holde de ulike ugraspopulasjonene i sjakk ved redusert jordarbeiding. Glyfosatsprøyting reduserer biomassen av overvintrende ugras (Tørresen & Skuterud, 2002), mens både glyfosatsprøyting og frøugrassprøyting er nødvendig for å kontrollere alle ugras som skaper problemer ved redusert jordarbeiding. Ved en dyrkingspraksis som inkluderer pløying, vil frøugrassprøyting ofte være tilstrekkelig for å kontrollere ugraset (Tørresen *et al.*, 1999). Men erfaring tilsier at en bør sprøyte med glyfosat med noen års mellomrom for å bekjempe kveke i systemer med pløying. Det er ikke mulig å si noe direkte fra disse rapportene om hva som er mest effektivt av glyfosatsprøyting eller høstpløying mhp. ugrasbekjemping statistisk sett. Det er imidlertid en tendens til noe høyere ugrasmasse og noe lavere avling ved behandlingen som kun omfatter glyfosatsprøyting ved direktesåing i forhold til usprøytet høstpløyd forsøksruter (Figur 3.5, høyre del). I praksis avhenger effekten på ugraset av forholda ved sprøyting, hvor godt en pløyer osv. Generelt er det ugunstig å sprøyte med samme preparat hvert år pga. fare for utvikling av resistens. Selv på pløyd åker er det behov for glyfosatsprøyting år om annet (ca. hvert 4-5 år).



Figur 3.5. Ugrasmasse (100 %=korn+ugras) 1-3 uker før tresking (a) og avling (b) etter ulike ugrassprøyting og jordarbeiding i langvarige forsøksfelt 1993-1997/2000.

Frøugrassprøyting: normaldose av et frøugrasmiddel. Glyfosat: 50 g glyfosat/daa (ca. ½ kvekedose).

Ledd som ble høstpløyd, høstharvet eller vårpløyd ble i tillegg vårharvet før såing om våren.

Gjennomsnitt over felt og år (n=25 (4 jordarbeidingsledd) og 14 (2 jordarbeidingsledd)). Omarbeidet etter Tørresen *et al.* (1999 og 2003)

Ser man nærmere på de ulike jordarbeidingsmetodene viser forsøkene at en gangs høstharving (såkalt 'lett høstharving') har en effekt på vinteroverlevelse av ugras sammenliknet med ingen jordarbeiding om høsten, men denne mekaniske ugraskontrollen er likevel ikke tilstrekkelig mot bl.a. kveke. Ved jordarbeiding som kun omfatter harving eller direktesåing er det som regel behov for glyfosatsprøyting (høst, vår eller i moden byggåker) i tillegg til frøugrasssprøyting om våren. Effektiv bekjemping av kveke med glyfosatsprøyting i stubben om høsten er kun mulig i områder og år med tidlig/normal høsting. En effektiv bekjempelse er avhengig av at kveka får tid til å utvikle nok biomasse (minst 3-4 nye blad) mellom høsting og sprøyting, og normalt er én måned nødvendig. Ved sen høsting er det et alternativ å sprøyte med glyfosat om våren 3-4 dager før våronn, men her er man også avhengig av nok utvikla ugrasbiomasse for å få god effekt. En tredje mulighet er sprøyting med glyfosat i moden byggåker. Slik sprøyting må gjøres 7-10 dager før høsting og gir som regel svært god bekjemping av kveke. Vårpløying gir god effekt på ugras, og så å si tilsvarende avlingsnivåer som høstpløying, selv om ugrasbiomassen er litt høyere ved denne behandlingen (Tørresen *et al.*, 1999). Både sprøyting om våren før våronn og vårpløying kan føre til forsinka våronn. Den stiveste jorda i disse forsøkene var mellomleire. I andre forsøk på mellomleire og stiv leire har høstpløying gitt høyere avling enn vårpløying (Njøs & Børresen, 1991; Korsæth *et al.*, 1996).

Kort oppsummert viser forsøkene at redusert (pløyefri) jordarbeiding fører til økning av både ett-, to- og flerårige ugrasarter og økt behov for sprøyting. Redusert jordarbeiding uten glyfosat er ikke mulig, men også frøugrasssprøyting er viktig for å bekjempe ugraset og opprettholde avlinga ved redusert jordarbeiding i vårkorn. I områder og år med sen høsting og mye kveke, kan kveka bekjempes bedre ved sprøyting om våren eller i moden byggåker enn ved sprøyting i stubben om høsten. Vårpløying kan være et alternativ som både bekjemper ugraset nesten like bra som høstpløying og er gunstig mht. erosjon og tap av næringsstoffer.

Alle disse forsøkene er utført med ensidige kornomløp (rotasjon i kornslag, men ikke med andre vekster), som er det vanlige i korndyrkingsområdene i Norge. Ofte viser mer langvarige forsøk med redusert jordarbeiding bedre resultater etter noen år fordi jordstrukturen bedres, samt at brukeren får erfaring i å håndtere systemet (bl.a. ugraset) (Børresen, 1993; Ekeberg & Riley, 1997).

En bedre ikke-kjemisk bekjemping av ugras vil kunne oppnås i områder med mer utstrakt bruk av vekstskifte i kornomløpene, der bl.a. innslag av grønnsaker og potet med radrensing er mulig. Innslag av tofrøblada kulturer i vekstskiftet muliggjør bruk av andre kvekemidler og dermed mindre bruk av glyfosat i vekstskiftet. Det arbeides bl.a. med å forbedre metodene for ugrasharving i korn (Mangerud *et al.*, 2005 og 2007). Ugrasharving vil kun bekjempe nyspirt frøugras, og vil virke dårlig på kveke og overvintrende ugras en ofte får ved redusert jordarbeiding. Det forskes også på biologisk og termisk kontroll av ugras, men denne type tiltak er ikke i vanlig bruk i Norge i dag. Videre vil forskning på bruk av reduserte glyfosatdoser og metoder for presisjonssprøyting (stedsspesifikk ugrasbekjemping) (bl.a. Barroso *et al.*, 2004; Christensen, 2005) være viktig for å redusere bruken av glyfosat. Stedsspesifikk sprøyting krever avanserte sprøyter med mulighet for å justere dosen i forhold til behovet bestemt etter analyse av bilder av stubbåkeren. Det er trolig de største brukene og entreprenører i jordbruket dette er mest aktuelt for. Det har vært forsket på stedsspesifikk sprøyting av frøugras i korn, mens det har vært gjort lite vedrørende stubbsprøyting.

Økt risiko for plantesjukdommer

Mykotoksiner produsert av *Fusarium*-sopp i korn kan utgjøre en helserisiko for mennesker og dyr, og det er de siste åra funnet til dels høye konsentrasjoner av noen mykotoksiner (DON og T-2/HT-2) i mange norske havrepartier (Elen *et al.*, 2006). Forsøk gjennom mange år både her i landet og i Europa for øvrig (bl.a. Beyer *et al.*, 2006) har vist at dyrkingstekniske tiltak kan ha relativt stor betydning for utvikling av *Fusarium* og dannelse av mykotoksiner i korn, selv om nedbør og klimaforhold er de styrende faktorene (Brodal & Elen, 2005; Elen & Abrahamsen, 2006). Mengde *Fusarium*smitte på bakken påvirkes av jordarbeiding og halmbehandling (Henriksen, 2006), og redusert jordarbeiding (spesielt vårharving og direktesåing) er vist å bidra til høyere nivåer av *Fusarium* og mykotoksiner i høsta korn, mens høstpløying ofte gir de laveste toksinnivåene. Først nå i høst har det blitt godkjent et plantevernmiddel

til bruk mot *Fusarium* i korn (Proline). Det er utarbeidet en tabell for risikovurdering for norske forhold (Elen *et al.*, 2006) som omfatter følgende risikofaktorer:

1. Nedbørshyppighet etter aksskyting
2. Kornart, hvor vårhvete under ellers like forhold er mer utsatt enn andre kornarter
3. Jordarbeiding, hvor pløying (gir lite halmrester) har en positiv effekt (reduserer smitte) når forgrøden har vært en mottakelig vekst
4. Forgrøde, hvor korn og gras kommer dårlig ut fordi smitte av aktuelle *Fusarium*arter finnes i rester av disse vekstene

Undersøkelser av bygg dyrket under redusert jordarbeiding i Canada indikerer at gjentatt sprøyting med glyfosat kan gi økt forekomst av *Fusarium*smitte i kornet samt økt skade som følge av *Fusarium* infeksjon (Fernandez *et al.*, 2007 a og b). Dette problemet kan også være utbredt ved dyrking av glyfosatresistente vekster (bl.a. Larson *et al.*, 2006) hvor det er utstrakt sprøyting med glyfosat i selve kulturen. Under slike forhold er det også indikasjoner på redusert motstandsdyktighet mot sykdomsangrep pga. redusert opptak av mikronæringsstoffer (Eker *et al.*, 2006; Neumann *et al.*, 2006), men dette er foreløpig lite relevant under norske dyrkingsforhold.

Undersøkelser av naturlig *Fusarium* infeksjon i hvete, bygg og havre i Norge viste ingen effekt av glyfosatbehandling om høsten eller sprøyting med ugrasmiddel om våren (Henriksen & Elen, 2005). Sprøyting mot andre soppsjukdommer i korn ved aksskyting førte imidlertid til signifikant økning i nivået av *Fusarium* infeksjon i kornet.

Utvikling og forekomst av bladfleksjukdommer i vårkorn er undersøkt i langvarige forsøk med redusert jordarbeiding i Norge, og resultatene er blant annet rapportert i Elen (2002 og 2003). I hovedtrekk viser resultatene en økning i forekomst ved kontinuerlig dyrking av bygg og havre. Introduksjon av en 'ikke-vert' art er funnet å redusere angrep av grå øyeflekk påfølgende år betraktelig i bygg, mens effekten mot havrebladseptoria er mindre. Sjukdomsangrep i bygg er funnet å være størst etter høstharving, mens pløying reduserer angrep til et lavt/akseptabelt nivå. I havre var angrepene signifikant lavere etter høstpløying sammenliknet med direktesåing. Resultatene for grå øyeflekk antas å være sterkt influert av variable overvintringsforhold for inokulum de ulike år, samt ulike vekstvilkår for soppen gjennom vekstsesongen. Effekten av selve jordarbeidingen kan trolig forklares ved at pløying begraver planterestene og reduserer inokulumet på denne måten. Høstharving derimot er ofte kombinert med/etterfulgt av vårharving, og dermed vil levedyktig inokulum bringes til overflata gjennom jordarbeidinga om våren. Det observerte økte sykdomstrykket i disse forsøkene kunne kontrolleres med sprøyting med normerte/anbefalte doser soppmidler.

Generelt for plantesjukdommer kan man anta at redusert jordarbeiding i kombinasjon med en stor andel korn i vekstskiftene vil øke risikoen for angrep (Olesen *et al.*, 2002).. Er behandlingsnivået høyt i utgangspunktet, er det lite trolig med et økt fungicidbruk. Ved et lavt fungicidbruk i utgangspunktet vil en derimot kunne få en økning hvis økt behandling gir nettoutbytte.

Skade- og nytteinsekter

Undersøkelser av effekten av jordarbeiding på utvikling av insektbestander har vist at de sekundære effektene av redusert jordarbeiding knyttet til økt ugrastetthet og/eller endret ugrassammensetning er av større betydning for utbredelsen av ulike skade- og nytteinsekter enn selve jordarbeidingen (Andersen, 2003). Tettheten av mange nytteinsekter ble funnet å være nært korrelert med ulike ugrasarter/grupper av ugras, mens ingen arter var korrelert med bar jord. Dette indikerer den store betydningen av ugras for utbredelsen av insekter, og bekjempingstrategiene for ugras og effektiviteten av disse vil være avgjørende for om redusert jordarbeiding gir økt sprøytebehov for skadedyr.

3.2.2 Sprøytebehov ved høstkorndyrking

Redusert jordarbeiding til høstkorn er lite utbredt i Norge, men utgjør et viktig satsingsområde for å redusere erosjonsrisikoen i jordbruksområder med utbredt dyrking av høstkorn spesielt i det sentrale østlandsområdet. God ugraskontroll er en av nøkkelfaktorene her, og det økte behovet for sprøyting er som ellers ved redusert jordarbeiding en utfordring. Bakkegard *et al.* (2007) gir en god introduksjon til mulighetene for og utfordringene ved høstkorndyrking med redusert jordarbeiding. Hovedproblemet mht. ugras er å få nok tid om høsten til at spesielt kveka får utviklet nok bladmasse før glyfosatsprøyting. De gir en oversikt over følgende aktuelle ugrasbekjempingsstrategier:

- God ugrasbekjemping i forgrøden, inkludert sprøyting med glyfosatpreparater i moden byggåker
- Sprøyting med glyfosat etter tresking med høy stubbing - slik at kveka står igjen med tilstrekkelig bladmasse for bekjemping
- Harving rett etter tresking, med påfølgende sprøyting med glyfosat når kveka har minst 3-4 blader. Ny harving før såing. Dette er en strategi som krever god tid.
- Sprøyting med glyfosat i stubben - vanlig/lav stubbehøyde - etter at kveka har utvikla minst 3-4 nye blad.
- Sprøyting med glyfosat etter direktesåing - før oppspiring. Forutsetter noe bladmasse på ugraset og at såfura er godt lukket. Dette er ikke aktuelt på lite omdanna myrjord og skarp sandjord.
- Høstsprøyting med lavdosemiddelet Atlantis - effektivt mot flere grasarter og tofrøblada ugras.
- Sprøyting om våren, eksempelvis med lavdosemidlene Atlantis eller Hussar mot grasugras og en del tofrøblada ugras. Atlantis i store doser kan også ha en viss effekt mot kveke.

Dette illustrerer noe av betydningen av sprøyting med glyfosatpreparater for å bekjempe ugras (kveke/rotugras) ved redusert jordarbeiding. Videre er grasugras, spesielt tunrapp (vinterrettårig), ofte et problem som gir dårlig etablering av høstkorn ved redusert jordarbeiding.

3.2.3 Glyfosatresistens

I andre deler av verden har introduksjonen av glyfosatresistente kulturplanter ført til økt bruk av glyfosat for bekjemping av ugras, samt en økning i arealene med redusert jordarbeiding og direktesåing (bl.a. Young, 2006; Cerdeira & Duke, 2006). Ugrasfloraen i disse områdene viser en endring mot arter som har større toleranse overfor glyfosat eller de som har sen oppspiring og derfor unngår å rammes av glyfosatsprøytingen (bl.a. Culpepper, 2006; Cerdeira & Duke, 2006; Hilgenfeld *et al.*, 2004). Redusert jordarbeiding (pløyefri dyrking) kan føre til raskere utvikling av glyfosatresistens i ugrasfloraen både pga. at økt sprøyting gir en mer effektiv seleksjon av de mer tolerante artene, samt at man ikke får den forstyrrende effekten på denne seleksjonsprosessen som pløying tilfører ved jevnlig å bringe til overflaten populasjoner som har vært utsatt for lite seleksjonspress (Orson, 2006).

I Norge har det vært stilt spørsmål ved om kveka har blitt resistent mot glyfosat. Til nå er det kun påvist forskjell i følsomhet mellom populasjoner overfor glyfosat under normaldose, og derfor er det kun snakk om ulik toleranse overfor glyfosat (Tørresen & Skuterud, 2004). Generelt er det viktig med veksling mellom ugrasbekjempende tiltak med ulike virkemåter for å redusere risikoen for dominans av mer tolerante biotyper av en ugrasart eller utvikling av resistens. Vi ser i Norge i dag et økende problem med resistens mot sulfonylureapreparater (bl.a. Fykse, 2004; Wærnhus, 2005; Wærnhus & Netland, 2007). Det er dessuten viktig at avgiftssystemet for plantevernmidler tar hensyn til resistensproblematikk, slik at en unngår ensidig bruk av preparater (Dahlen & Stabbetorp, 2005).

3.3 Redusert jordarbeiding og tap av plantevernmidler

Skjebnen til plantevernmidler i jord bestemmes av prosesser knyttet til nedbrytning, binding og transport - som påvirkes av jordas fysiske, kjemiske og biologiske egenskaper som igjen styres av klimaforhold og jordarbeiding/-struktur. Det er mangel på publiserte forskningsresultater som sier noe konkret om hvordan skjebnen til ugrasmiddelet glyfosat og risikoen for transport til overflate- og grunnvann ved overflateavrenning og utlekking gjennom jordprofilen vil påvirkes av redusert jordarbeiding.

Det er gjort en del undersøkelser av glyfosats skjebne i miljøet under nordiske klimaforhold. De observerte effektene kan i liten grad knyttes direkte til jordarbeiding, men viser en generell risiko for tap av glyfosat ved sprøyting om høsten under våre klimaforhold. Høstsprøyting med glyfosat er som nevnt mye brukt i reduserte jordarbeidingsystemer for å kontrollere flerårig ugras og andre overvintrende ugras. Det er observert lite/ingen nedbrytning gjennom vinteren i kaldt klima med frost i jorda (Stenrød *et al.*, 2005; Laitinen *et al.*, 2006). Glyfosat er funnet igjen i sandig og siltig leirleire og leirjord over ett år etter sprøyting under nordiske forhold (Fomsgaard *et al.*, 2003; Almvik *et al.*, 2005; Laitinen *et al.*, 2006). Tap av glyfosat er vist å være større ved overflateavrenning under snøsmelting og tining av jorda (bar jord) enn ved overflateavrenning om høsten (Siimes *et al.*, 2006).

Den følgende gjennomgangen omfatter forskningsresultater for plantevernmidler generelt samt relevante resultater for glyfosat. Man skal imidlertid være oppmerksom på at resultater for andre plantevernmidler ikke nødvendigvis vil gjelde for glyfosat, da glyfosat - i motsetning til de fleste plantevernmidler - bindes sterkt til mineralmateriale i jord og dermed viser et særegent sorpsjonsmønster.

Redusert jordarbeiding påvirker jordas fysiske, kjemiske og biologiske egenskaper, og kort oppsummert karakteriseres jord under reduserte jordarbeidingsystemer av høyere innhold av organisk materiale, lavere pH, høyere jordfuktighet, mer aktive mikrobielle populasjoner, og en mer stabil, velaggregert jordstruktur med kontinuerlige makroporer og sprekkesystemer, sammenliknet med konvensjonelle jordarbeidingsystemer med pløying (Locke & Bryson, 1997). Når jorda forstyrres lite vil overflatejord få et økt innhold av organisk materiale (Fermanich *et al.*, 1996) og høy mikrobiell aktivitet, mens endringene i dypere jordlag vil være minimal.

Interaksjoner mellom plantevernmidler og jord/planterester påvirker prosesser knyttet til oppfangning og binding, nedbrytning, mobilitet ved utlekking eller i overflateavrenning, planteopptak i rhizosfæren og fordampning (Locke & Bryson, 1997). De tre førstnevnte faktorene utdypes i det følgende.

3.3.1 Binding

Sterk binding i jord

Binding av plantevernmidler i jord er en dynamisk likevekt mellom binding (sorpsjon) og frigjøring (desorpsjon), og frigjøringen vil avta med økende kontakttid i jorda (Gevao *et al.*, 2000). Det økte innholdet av organisk materiale man ser i øvre jordsjikt ved redusert jordarbeiding kan føre til økt binding og immobilisering av plantevernmidler i jorda. Det er vist en økt andel av ikke-ekstraherbare plantevernmiddelrester i jord under redusert jordarbeiding (Locke & Bryson, 1997). Glyfosat bindes sterkt til leirminerale (bl.a. Sprankle *et al.*, 1975a), i motsetning til mange (de fleste) plantevernmidler som hovedsakelig bindes til organisk materiale i jord. Glyfosat bindes imidlertid også til organisk materiale (Piccolo *et al.*, 1996). Observert sterk korrelasjon mellom sorpsjon av glyfosat og innholdet av organisk materiale og Fe og Al i jord, kan tyde på at glyfosat bindes til organisk materiale via kompleksbindinger med metall (Nomura & Hilton, 1977; Hensley *et al.*, 1978). Glyfosat kan også bindes til humus ved hydrogenbinding. Glyfosat er vist å bindes sterkt i en rekke ulike jordtyper, med K_d -verdier fra 33 til 377 (Jacobsen *et al.*, 1998). I en undersøkelse av bindingen av ^{14}C -merka glyfosat i nordiske jordtyper lå K_d -verdiene generelt over 100 (Tiberg *et al.*, 1998), hvorav bindingen i noen representative norske mineraljordtyper lå på 14-1500, og på 95 for en norsk organisk jord (Froland).

Binding i jord påvirkes av pH og fosfat

Redusert jordarbeiding fører ofte til reduksjon av pH i jorda, pga. økt innhold av organisk materiale (humus- og fulvosyrer). Sorpsjonen av glyfosat i mineraljord er påvirket av pH og type overflatekation på lerimineralene (eks. utbyttbart Ca^{2+} , overflatebundet Al eller Fe) (bl.a. de Jonge *et al.*, 2001). Glyfosat er zwitterionisk; ved $\text{pH} < 2$ har glyfosat netto positiv ladning, fra $\text{pH} 2$ til $2,6$ er netto ladning lik 0, og over $\text{pH} 2,6$ har glyfosat netto negativ ladning som øker med økende pH (Sprankle *et al.*, 1975a). I sandig lettleire er det funnet økende binding av glyfosat med synkende pH ($\text{pH} 6-10$) (de Jonge & de Jonge, 1999), men med relativt sterk binding (K_f 30-80) i pH området som er relevant for jordbruksjord ($\text{pH} 8-6$). Bildet kompliseres ved at synkende pH ved redusert jordarbeiding i praksis vil føre til økt kalking av jorda, for generelt er det observert avtagende binding av glyfosat med økende innhold av fosfat i jordvæska pga. konkurranse om bindingsplassene (Sprankle *et al.*, 1975a og b; de Jonge & de Jonge, 1999; de Jonge *et al.*, 2001). Dette er vist både ved nylig tilført fosfat og i jord med høyere P-status etter tidligere tilførsler via kalking. Det er imidlertid rapportert tilfeller hvor man ser liten effekt av pH og fosfor i løsnings på faktisk utlekking av glyfosat (kolonnestudier av sandig lettleire og grov sandjord) (de Jonge *et al.*, 2000) da jordstrukturen vil være av større betydning for dette. I grov sandjord er det funnet økende binding av glyfosat med økende pH ($\text{pH} 3,5-5,5$) pga. økning i reaktive Al- og Fe-oksider og reduksjon i ekstraherbart fosfat i jorda (de Jonge *et al.*, 2001) fordi dette gir flere ledige bindingsplasser.

Potensiale for transport med vann tross sterk binding

Glyfosats sterke binding i jord er på tross av at det som nevnt er relativt lettløselig i vann. Sterk binding som er vist i en rekke nordiske jordtyper (Tiberg *et al.*, 1998) tilsier lite transport etter kontakt med jord, men utelukker ikke transport bundet til jordpartikler. Binding av pesticider i jord er en likevektsreaksjon som er avhengig av jord:vann forholdet og kontakttiden mellom pesticid og jord (ageing; Gevaø *et al.*, 2000). Ved transport av glyfosat med jordpartikler til dreinsvann og overflatevann vil jord:vann forholdet endres dramatisk og glyfosatet kan løses ut. Tap av glyfosat i løsnings vil også være mulig dersom glyfosatet er konsentrert bundet i et tynt jordlag i overflaten som kan løses ut og transporteres vekk ved mye nedbør.

Svak binding til planterester

Det er indikasjoner på at halmrester har lav bindingskapasitet for glyfosat, men at bindingen øker noe ved nedbrytning av halmrestene i og med at celluloseandelen i halmen avtar relativt til ligninandelen (Accinelli *et al.*, 2005). Dette vil ha betydning for risikoen for overflateavrenning av glyfosat ved redusert jordarbeiding med til dels store mengder planterester på jordoverflata ved sprøyting.

3.3.2 Nedbrytning

Uklar effekt av planterester

Ved redusert jordarbeiding er det betydelige mengder planterester på eller delvis nedmolda i jordoverflata, og glyfosat sprøytes dermed på en jordmatriks som har et høyt innhold av lite nedbrutt organisk materiale (planterester). Vegetasjonsdekke på jordoverflata er funnet å redusere utlekkingen av glyfosat pga. raskere nedbrytning sammenliknet med bar jord (Landry *et al.*, 2005), noe som indikerer økt potensiale for nedbrytning under redusert jordarbeiding med vegetasjonsdekke større deler av året. Avhengig av behandlingen av vegetasjonsrester, kan man over tid få en endring i kvaliteten på det organiske materialet i jorda ved redusert jordarbeiding (sammensetning mhp. karbohydrater, aminosyrer mm.). Jord med høy grad av akkumulerte planterester og økt innhold av organisk materiale, kan ha høyere mikrobiell aktivitet og høyere enzymaktivitet. Dette kan føre til raskere nedbrytning av plantevernmidler som har blitt inkorporert. Effekten av innblanding av vegetasjonsrester i jorda på nedbrytning av glyfosat er imidlertid ikke klar, og vil variere med vegetasjonstype og -mengde samt jordtype. Det er i labstudier vist redusert nedbrytning i sandjord og

økt nedbrytning i sandig lettleire etter innblanding av maisrester (Accinelli *et al.*, 2005), samt indikasjoner på redusert binding av glyfosat i disse jordtypene ved innblanding av store mengder vegetasjonsrester (>4 %).

Langsom nedbrytning i dypere jordlag

Under redusert jordarbeiding (harving til 5 cm dyp) på en sandig lettleire med flerårig sprøytehistorie med glyfosat (sprøyting i stubb; deler av forsøksområdet tidligere regelmessig pløyd) er nedbrytningsproduktet AMPA gjenfunnet i dypere jordlag (Fomsgaard *et al.*, 2003). Dette indikerer langsom nedbrytning av glyfosat ved transport til dypere jordlag. Dette stemmer godt overens med undersøkelser som viser lav mikrobiell aktivitet under plogsjiktet (bl.a. Fermanich og Daniel, 1991; Stenrød *et al.*, 2006) bl.a. pga. redusert organisk C. Funn av AMPA må imidlertid også ses i sammenheng med at AMPA har høyere mobilitet og vannløselighet enn glyfosat. Videre viser undersøkelser av en strukturert leirjord (Jacobsen, 2003) raskere nedbrytning av glyfosat ved direktesåing kontra en jord som ble pløyd. Dette er trolig pga. at glyfosat ved pløying blir flyttet til dypere jordlag med lavere mikrobiell aktivitet og sterkere binding til jord, og dermed dårligere forhold for rask nedbrytning.

Nedbrytning påvirkes av temperatur og binding

Glyfosat er vist å ha en to-faset nedbrytningskurve (Eberbach, 1998), med en relativt rask nedbrytning av tilgjengelig glyfosat og en langsommere nedbrytning av bundet glyfosat. Resultater fra norsk jord viser imidlertid at mineralisering av glyfosat går til dels svært langsomt spesielt ved lave temperaturer (Tabell 3.1).

*Tabell 3.1. Mineralisering av glyfosat i norsk jord (total nedbrytning til CO₂). Mineraliseringshastighet (dager til halvparten av sprøytet stoff er brutt ned til CO₂) for de 2 hovedfasene i nedbrytningsforløpet for glyfosat, i toppjord (0-20 cm) av en sandig silt og en siltig sand, målt i labforsøk over 49 d (Kilde: Almvik *et al.*, in prep./Stenrød, 2004).*

		Estimert mineraliseringshastighet for glyfosat (dager)	
		Temperatur	
Fase		5°C	15°C
Grue, Hedmark			
(sandig silt)	0-7 d	224 ± 15	70 ± 5
	14-49 d	533 ± 88	248 ± 6
Målselv, Troms			
(siltig sand)	0-7 d	1155 ± 97	385 ± 26
	14-49 d	2310 ± 77	990 ± 43

Sterk binding av glyfosat (Tiberg *et al.*, 1998) og redusert mineralisering ved økende binding (Jacobsen, 2003; Sørensen *et al.*, 2006) er vist for en rekke nordiske jordtyper. Disse undersøkelsene som viser sorpsjonskontrollert mineralisering av glyfosat i sand og leirjord, indikerer også mulige soner med raskere nedbrytning også i dypere jordlag (Sørensen *et al.*, 2006). Forfatterne konkluderer utfra dette med at på tross av risiko for partikkelbundet makroporetransport til dypere jordlag med langsom nedbrytning/lav mikrobiell aktivitet, vil trolig det meste av glyfosatet være bundet til jordmatriks og lite tilgjengelig for videre utlekking til grunnvann.

3.3.3 Transport

Redusert jordarbeiding, jordstruktur og strømningsmønstre i jord

Reduserte jordarbeidingsystemer er ofte karakterisert av bedre jordstruktur med større og mer stabile aggregater enn jordarbeidingsystemer med pløying, pga. høyere innhold av organisk materiale og større mikrobiell biomasse. Lite jordarbeiding vil også gi en større andel kontinuerlige makroporer pga. aktivitet av meitemark og andre jorddyr, rotvekst, og sprekkdannelse ved krymping og svelling i leirholdige jordarter. Strukturstabilitet, porøsitet og makroporefordeling påvirker hydraulisk ledningsevne og infiltrasjon i jord. Jord under redusert jordarbeiding har ofte større jordtetthet, men også større total porøsitet og en større andel av porene i en størrelsesfraksjon av stor betydning for vanntransport (30-500 µm) (bl.a. review av Locke & Bryson, 1997; Shipitalo *et al.*, 2000; Zhang *et al.*, 2007). Redusert jordarbeiding kan som nevnt omfatte bruk av ulikt utstyr som gir ulik jordarbeidingsdybde og grad av jordløsning. Dermed vil ulik praktisering av redusert jordarbeiding gi variasjon av bl.a. de jordfysiske forholdene. For leirjord er det er bl.a. vist at dyp harving/jordløsning (18-22 cm) uten vending av jorda kombinert med lett/grunn harving gir økt infiltrasjonskapasitet/-rate i øvre jordlag i forhold til systemer kun med lett/grunn harving (6-12 cm) (Rusu *et al.*, 2006).

Planterester på jordoverflata hemmer horisontal vannbevegelse, og øker dermed infiltrasjonen. De kan også utgjøre en naturlig barriere mot fordamping. Sammen med høyt innhold av organisk materiale i overflatelaget, kan dette gi høyere vannholdingsevne og dermed bedre jordfuktighetsforhold som følge av redusert jordarbeiding. Dette er igjen funnet å øke nedbrytningen og bindingen av plantevernmidler spesielt i sandjord som i utgangspunktet har lav vannholdingsevne og lavt innhold av organisk materiale, sammenliknet med leirholdig jord (Fermanich *et al.*, 1996)

Shipitalo *et al.* (2000) oppsummerer et langvarig arbeid som viser langtidseffekter av direktesåing på vanntransport og vannkvalitet i et nedbørfelt i Ohio med svært varierende jordtyper (veldrenert og velegnet jordbruksjord i et område med årlig nedbør omkring 1000 mm). Ut fra deres arbeid kan man forvente følgende endringer i vanntransporten ved overgang fra konvensjonell jordarbeiding til direktesåing:

- Redusert avrenning av vann fra overflata
- Økt perkolasjon (> 30 % mer vann) i øvre jordsjikt, og god sammenheng mellom nedbør og målt utlekking
- Brorparten av tilført nedbør akkumuleres i umetta sone i vekstsesongen, mens transport videre til dypere jordlag og grunnvann skjer utenom vekstsesongen. Unntak fra dette ved grunt grunnvannsspeil, makroporetransport direkte til drens-systemet, høytliggende impermeable lag og grove jordarter/grov tekstur.
- Transport i makroporer ved høy nedbørintensitet. Antall vannførende makroporer øker med økende nedbørmengde, mens andelen vann transportert i makroporer avtar. Makroporer bidrar mer til total vanntransport ved direktesåing enn ved konvensjonell jordarbeiding.

Elliot *et al.* (2000) fant ingen stor effekt av jordarbeiding om høsten på vanntransporten via foretrukne strømningsveier, selv om jordarbeiding skaper et brudd i transportveien nedover i jordprofilen. Dette bruddet gir forsinket vanntransport ut av toppsjiktet og økt risiko for overflateavrenning, men også økt mulighet for binding av plantevernmidler til jorda. Videre vil transporten ut av det jordarbeida toppsjiktet med høy fuktighet være dominert av foretrukne strømningsveier (noe som vil gi lite økt fuktighet i dypere jordlag). Ved redusert jordarbeiding og dermed jevnere fuktighetsfordeling, er både matriksstrømning og foretrukne strømningsveier vist å være viktige for transport av pesticider.

Generelt om overflateavrenning av plantevernmidler ved redusert jordarbeiding

Overflateavrenning av plantevernmidler påvirkes av en rekke faktorer, hvor de viktigste inkluderer nedbørintensitet, jordstabilitet (skorpedanning) og overflatedekke (FOCUS, 2005). På tross av

forskjeller i bl.a. infiltrasjonskapasitet og vannlagringsevne som følge av ulik jordarbeiding, vil forekomsten og intensiteten av nedbørepisoder kort tid etter sprøyting, være avgjørende for den totale plantevernmiddeltransporten i overflateavrenning. Dette er bl.a. vist for erosjonsutsatt mellomleire (Gaynor *et al.*, 1995) og siltig lettleire (Shipitalo & Owens, 2006). Tap av plantevernmiddel er funnet å være mye mer avhengig av tidspunkt for nedbørepisoder etter sprøyting (dvs. mulighet for høy konsentrasjon av plantevernmiddel i avrenning ved kort tid til binding og nedbrytning) enn mengden vann som renner av eller perkolerer gjennom jorda. Dette til forskjell fra erosjon hvor store avrenningsvolum ofte forårsaker de største tapene (Shipitalo & Owens, 2006).

På tross av økt infiltrasjonskapasitet og økt overflatedekke som bremser avrenningen vil redusert jordarbeiding kunne øke risikoen for overflateavrenning av plantevernmidler generelt. Konsentrasjonene av plantevernmidler i overflateavrenning fra arealer med redusert jordarbeiding er ofte høyere enn ved konvensjonell dyrking. Det er imidlertid motstridende resultater når det gjelder totale tap både når det gjelder plantevernmidler generelt (review av Holland, 2004) og ugrasmidler spesielt (review av Locke & Bryson, 1997) pga. variasjoner i effekten av jordarbeiding på avrenningsvolum. Noen studier viser signifikante reduksjoner i tap av ugrasmidler via overflateavrenning ved direktesåing sammenliknet med konvensjonell jordarbeiding på silt og leirjord (Gaynor *et al.*, 1995; Smith *et al.*, 1995). Shipitalo & Owens (2006) viser til langvarige (9 år) målinger på nedbørfeltnivå med gjennomgående større totale tap av ugrasmidler med overflateavrenning fra direktesådde arealer enn ved harving eller dyp jordløsning (uten vending) på en siltig lettleire, på tross av en reduksjon i avrenningsvolum (ca. 900 mm nedbør pr. år). Videre fant Clausen *et al.* (1996) mindre totale tap ved harving kontra konvensjonell jordarbeiding med pløying pga. mindre avrenningsvolum på sandig lettleire (6-900 mm nedbør pr. år).

Overflateavrenning av glyfosat

Konsentrasjoner av ugrasmidler i avrenningsvann er vist å øke med mengden vegetasjonsrester på jordoverflaten (Sauer & Daniel, 1987). Glyfosat bindes lite til halm/celluloserikt materiale (Accinelli *et al.*, 2005) og vil trolig være utsatt for overflateavrenning i løsnings ved mye nedbør kort tid etter sprøyting i reduserte jordarbeidingsystemer med til dels store mengder vegetasjonsrester på jordoverflata. Det foreligger svært få resultater fra feltstudier av overflateavrenning av glyfosat ved redusert jordarbeiding, men Warnemunde *et al.* (2006) observerte høyere konsentrasjoner av glyfosat i overflateavrenning ved direktesåing i forhold til ved harving på mellomleire. Her var det snakk om avrenning etter første gangs harving av tidligere direktesådd jord, hvor man så raskere overflateavrenning enn ved fortsatt direktesåing, men reduserte avrenningsrater, totale avrenningsvolum og plantevernmiddelkonsentrasjoner i avrenning (glyfosat og atrazin) (Warnemunde *et al.*, 2006). Den observerte tendensen til reduserte totale tap av glyfosat ved harving av jorda var imidlertid ikke statistisk signifikant, mens det var en klar trend for atrazin. Disse resultatene indikerer en reduksjon i avrenning av ugrasmidler ved harving av tradisjonelt direktesådde arealer, men sier ikke noe om eventuelle langtidseffekter av slik endra jordarbeiding.

Løst glyfosat som tapes ved overflateavrenning vil trolig bindes til jord nær det sprøyta arealet, og avrenning av partikkelbundet glyfosat videre vil avhenge av geologiske og klimatiske faktorer. I overflateavrenning kan erodert materiale fra sprøyta jordbruksarealer bidra sterkt til transport av plantevernmidler til overflatevann. Ludvigsen *et al.* (2003) fant en statistisk signifikant sammenheng mellom konsentrasjon av glyfosat i løsnings og konsentrasjon av suspendert tørrstoff i en spesialundersøkelse i JOVA-programmet, noe som indikerer partikkelbundet transport av glyfosat med avrenning. Det er også funnet god korrelasjon mellom gjenfinning av glyfosat (i løsnings) og mengde suspendert stoff i forsøk med vegetasjonssoner som pesticidfilter (Bechmann & Syversen, 2004). Man kan imidlertid ikke trekke klare konklusjoner fra disse undersøkelsene da det ikke er analysert på partikkelbundet glyfosat, men glyfosat i løsnings.

Avrenning av partikkelbundet glyfosat fra jordbruksarealer kan reduseres ved etablering av vegetasjonssoner som pesticidfilter mot vannveier, og det er vist reduksjonspotensiale rundt 40-50 % i norske forsøk (Syversen & Bechmann, 2004; Syversen, 2005). Effektiviteten av filtrene avhenger av

hvilke størrelsesfraksjon av partikler som glyfosat hovedsakelig er bundet til, noe som vil variere med jordtypen, da filtrene fanger større partikler mer effektivt. Forsøkene viser at over 50 % av nedbørepisodene i vinterhalvåret produserte overflateavrenning, mot 5 % i sommerhalvåret, og at retensjonen også var høyere i vinterhalvåret pga. større andel store partikler i avrenningen. Slike vegetasjonssoner kan imidlertid være sårbare overfor drift ved sprøyting av de nærliggende jordbruksarealene (Rankins *et al.*, 2005).

Generelt om utvasking av plantevernmidler ved redusert jordarbeiding

Tidspunkt og intensitet av nedbørepisoder i forhold til sprøytetidspunktet er av stor betydning for hvordan plantevernmidler transporteres i jord, og hvor stor risikoen er for utlekking til dypere jordlag og eventuelt til grunnvann (review av Flury, 1996; Isensee & Sadeghi, 1995; Isensee *et al.*, 1990). De største tapene skjer ved nedbør kort tid etter sprøyting. Lett initiell nedbør vil vaske plantevernmiddelene av jordoverflata, men ikke nødvendigvis langt ned i jorda, og dermed øke muligheten for binding til jordpartikler og redusere muligheten for transport med senere nedbør (Shipitalo *et al.*, 1990; Flury, 1996). Ved nedbør på fuktig jord vil en større andel transporteres gjennom jordmatriks, noe som vil gi økt potensiale for binding av plantevernmidler til jordpartikler og redusert utlekking.

Foretrukne strømningsveier i velstrukturert jord, som sprekkesystemer og meitemarkganger, kan virke som snarveier for transport mellom jordoverflaten og grunnvannspeilet eller drencsystemet. Tilstedeværelse av makroporer er ingen indikasjon på at makroporetransport vil forekomme. De må være aktive - og dette vil avhenge av initiell jordfuktighet, nedbørmengde og intensitet, tilgjengelighet av plantevernmiddel mm. Slike transportmåter er veldokumentert for plantevernmidler i leirholdige jordarter, mens de eksperimentelle bevisene er noe mangelfulle for sandige jordarter (Flury, 1996). Undersøkelser utført av Bioforsk i jordbruksområder med sandjord på elvesletter; sandig silt over finsand (Grue, Hedmark) og siltig sand over sand (Målselv, Troms); viste indikasjoner på aktivitet i foretrukne strømningsveier, men kun ved jordfuktighet nær metning (Kværner *et al.*, 2005). Transport i foretrukne strømningsveier via makroporer eller høypermeable soner i jordmatriks, skjer oftest ved nær metta forhold i jord (review av Flury, 1996). Nedbør kort tid etter sprøyting vil føre til større utlekking via makroporer enn senere nedbørepisoder pga. diffusjon, adsorpsjon, fordamping, planteopptak og nedbrytning (bl.a. Isensee *et al.*, 1990; Shipitalo *et al.*, 2000). Nedbør av høy intensitet kan gi stor andel vanntransport i foretrukne strømningsveier og rask transport til drencrør i jord med velutviklede strukturer for foretrukne strømningsveier som dårlig drenert siltig leire og siltig mellomleire (Stone & Wilson, 2006). Plantevernmidler kan transporteres raskere til grunnvann/drencrør gjennom slike foretrukne strømningsveier enn man kan forutsi ut fra deres fysiokjemiske egenskaper (bl.a. Isensee *et al.*, 1990). Dette er vist for ugrasmidler (bl.a. Elliott *et al.*, 2000; Malone *et al.*, 2004), med like rask strømming av alle de undersøkte midlene uavhengig av fysiokjemiske egenskaper, mens total mengde transportert varierte med løselighet og bindingsegenskaper. Det vil si at også i utgangspunktet lite mobile stoffer kan transporteres raskt til drencsystem og grunnvann.

Sterkt bundne plantevernmidler er funnet å transporteres raskt gjennom jorda etter nedbør (småskala feltforsøk) (bl.a. Villholt *et al.*, 2000) i godt samsvar med observert transport av partikulært materiale (jordpartikler og løst organisk materiale), noe som indikerer transport med disse partiklene fra jordoverflaten. Også her vil jordfuktighet ved start av en transportepisode være viktig. Kolloidutlekking fra fuktig jord er vist å avta med økende leirinnhold (12-43% leir), mens det i tørr jord er funnet lav utlekking av kolloider og liten sammenheng med leirinnhold pga. sterke bindinger dannet ved tørking av jorda (Kjaergaard *et al.*, 2004). Viktigheten av partikkeltransport gjennom makroporer i jord er også vist for norske jordtyper (bl.a. Øygarden, 2000; Lundekvam, 1997). Redusert jordarbeiding kan øke betydningen av disse transportprosessene ved redusert risiko for skorpedanning ved nedbør og opprettholdelse av høyere infiltrasjonsrater. Shipitalo *et al.* (2000) fant for en rekke jordtyper, økt relativ transport av sterkt bundne plantevernmidler til dypere jordlag under direktesåing hvor makroporetransport relativt sett var viktigere enn ved konvensjonell dyrking. Karakteristika for de første nedbørepisodene etter sprøyting vil være avgjørende for denne effekten.

Utvasking av glyfosat

Vereecken (2005) konkluderer i en reviewartikkel at utlekking av glyfosat er forbundet med transport i foretrukne strømningsveier/makroporestrømning forårsaket av kraftige nedbørepisoder kort tid etter sprøyting på våt jord. Det vises til laboratorieundersøkelser som indikerer at det er lite trolig med utlekking av glyfosat i jord uten aktive foretrukne strømningsveier eller mulighet for transport med kolloider, med makroporetransport som den dominerende mekanismen.

Økt jordstrukturabilitet og makroporøsitet, som sett i reduserte jordarbeidingsystemer (plogfrie) (bl.a. Olsen & Børresen, 1997; Børresen & Njøs, 1993), kan øke transporten via foretrukne strømningsveier og dermed øke risikoen for utlekking av plantevernmidler. Jacobsen (2003) fant ingen klare forskjeller i utlekking av glyfosat under jordarbeiding med og uten pløying på leirjord. For begge behandlinger gjaldt at >95 % av restene ble gjenfunnet i de øvre 80 cm av jordprofilen og generelt svært lave konsentrasjoner ble målt i drenevann (<0,025 µg/l). Målbare konsentrasjoner ble imidlertid funnet over 1 år etter sprøyting, og da i større frekvens under pløyd jord. Store lokale/romlige variasjoner i jordas fysiske, kjemiske og biologiske egenskaper vil være avgjørende for tap av pesticider fra jordbruksarealer, og faktorer som kontrollerer mulighetene for aktive foretrukne strømningsveier og makroporestrømning i jorda vil være styrende for pesticidtransporten (Lindahl *et al.*, 2005). I en lysimeterstudie med sandig lettleire fant Fomsgaard *et al.* (2003) indikasjoner på partikkelbundet transport av glyfosat i makroporer slik at målte konsentrasjoner i enkelte vannprøver oversteg grenseverdien for drikkevann (0,1 µg/l) både under redusert og konvensjonell jordarbeiding. Det var ingen signifikante forskjeller som følge av jordarbeiding pga. stor variasjon mellom gjentak. Svært lite av tilført glyfosat ble observert å lekke dypere enn plogsjiktet (ingen nedbør de første 12 dagene etter sprøyting), men konsentrasjoner av glyfosat og AMPA over 0,1 µg/l kunne måles også to år etter sprøyting i jordvann fra 1 meters dyp.

Under en intensiv nedbørepisode ble glyfosat påvist i betydelige konsentrasjoner i en rekke grøfteutløp i et nedbørfelt (Skuterud) med leirjord i JOVA-programmet (Ludvigsen *et al.*, 2003). Det danske overvåkingsprogrammet NOVA/NOVANA bekrefter gjennom resultater fra feltstudier at glyfosat, på tross av sterk binding til leirjord, kan transporteres til dypere jordlag og lekke ut med drenevann (bl.a. Kjær *et al.*, 2005). Mer spesifikt viser undersøkelsene i Danmark at sterk binding til jordmatriks og fravær av makroporer forhindrer utlekking av glyfosat og AMPA fra undersøkte sandjordtyper, mens felt med leirjord potensielt gir utlekking av glyfosat og AMPA (i løsning) fra rotsonen og ned til 1 m dyp spesielt ved gode forhold for makropore transport (nedbør til vannmetning i øvre jordlag) de første månedene etter sprøyting (Kjær *et al.*, 2005). Glyfosat synes å lekke ut i størst mengder det første halvåret etter sprøyting, for så å avta signifikant. AMPA er vist å lekke ut i jevnere konsentrasjoner over en lengre tidsperiode som kan strekke seg flere sesonger (over 1,5 år) etter sprøyting med glyfosat. Kolonnestudier av en sandig lettleire med godt utviklet makroporestruktur og en homogen sandjord viste at mengdene glyfosat som ble vasket ut av kolonnene (øvre 20 cm av jordsmonnet) var 50-150 ganger større fra den sandige lettleira, og risikoen for utlekking av glyfosat fra en homogen sandjord er ut fra disse undersøkelsene svært liten (de Jonge *et al.*, 2000). Under nordiske jord- og klimaforhold er det altså vist at glyfosat og AMPA kan vaskes ut/lekke gjennom velstrukturert jord, og dermed utgjøre en potensiell risiko for det akvatiske miljøet.

Noen undersøkelser er også gjort under norske forhold, og disse viser risiko for transport av glyfosat i siltig sand ned til minst 80 cm dyp ved sprøyting på svart jord uten etterfølgende jordarbeiding, mens transporten i en sandig silt med sprøyting i stubb før pløying var begrensa til høyere jordsjikt (Almvik *et al.*, 2005). Denne studien viste også at risikoen for utlekking er særskilt knytta til våre nordligste områder, hvor nedbrytningshastigheten for glyfosat er lav i jorda etter høstsprøyting.

3.4 Konklusjoner

Resultatene fra forskning vedrørende redusert jordarbeiding bekrefter et økt behov for bruk av glyfosat og frøugrasmidler, for å opprettholde avlingsnivået sammenliknet med jordarbeidingsystemer med

pløying. På egne jordarter kan vårpløying gi omtrent samme ugrasmengde som høstpløying og gi mindre behov for glyfosatsprøyting enn ved pløyefri dyrking. Økt bruk av vekstskifte vil muliggjøre mer utstrakt bruk av mekaniske ugrasbekjempingstiltak og sprøyting med alternative midler mot kveke og rotugras, slik at bruken av glyfosat kan reduseres eller holdes uendret og man unngår utvikling av resistens.

Jevnlige funn av glyfosat og AMPA (i løsningsform) ved undersøkelser av overflate- og grunnvann forklares av de undersøkelser som viser partikkelbundet transport av sterkt bundne plantevernmidler som glyfosat, og langsom nedbrytning under nordiske klimaforhold.

Det er gjort få undersøkelser av risikoen for transport av glyfosat til overflate- og grunnvann under reduserte jordarbeidingsystemer. EU prosjektet KASSA (Knowledge assessment and sharing on sustainable agriculture) konkluderer med et generelt forskningsbehov for å klargjøre effektene av redusert jordarbeiding på skjebnen til plantevernmidler i jord (Lahmar *et al.*, 2006). Foreliggende studier gir ingen klare indikasjoner på hvordan ulike grader av jordarbeiding og behandlingen av vegetasjonsrester påvirker transport av plantevernmidler generelt, da det i stor grad er klima og nedbørforholdene kort tid etter sprøyting som avgjør den faktiske avrenningen og utlekkingen. Det er imidlertid vist at glyfosat og AMPA (i løsningsform) kan lekke ut gjennom velstrukturert leirjord under nordiske klimaforhold, og dermed utgjøre en potensiell risiko for det akvatiske miljøet. Videre framholdes det i litteraturen at glyfosat hovedsakelig vil tapes ved transport med jordpartikler (mineralmateriale). Dette på tross av at analytiske utfordringer gjør at de fleste vannprøver kun analyseres for glyfosat i løsningsform og det ikke foreligger tall for hvor store mengder som faktisk fraktes med partikler.

Det er fremdeles mange ukjente sammenhenger mellom jordarbeidingsystemer og de miljømessige effektene av ulike driftsformer innen jordbruket. Dette er spesielt tilfelle for noen av de nye plogfrie (non-inversion) jordarbeidingsystemene som ofte omfatter harving til 10 cm dybde eller dypere, mens mye av forskningsresultatene knyttet til miljømessige konsekvenser kommer fra studier av systemer med dirkesåing (Olesen, 2006). Slik dypere jordarbeiding vil kunne ha betydelig bedre effekt mot kveke og annet rotugras enn tidligere undersøkelser viser, men man vil trolig ikke få samme effekt som pløying (vending av jorda) har på overvintrende ugras og frøbanken i jorda. Slik høstharving kan imidlertid også gi en betydelig økning i erosjonsrisiko. Vårpløying - dvs. jordarbeiding kun om våren - vil være et aktuelt alternativ som kan ha om lag samme effekt på jordtapet, samtidig som det kan gi mindre behov for sprøyting med glyfosat enn redusert jordarbeiding.

4. Bruk og funn av glyfosat i overvåkingsprogram i Norge og Sverige

4.1 Introduksjon

Overvåking av glyfosat og andre pesticider i bekker og elver i Norge gjøres via JOVA-programmet (Jord og vannovervåking i landbruket), og vi gir her en oppsummering med fokus på glyfosat for perioden 1997-2006. Fordi glyfosat og AMPA krever en spesialanalyse (dvs. ikke kan analyseres i multimetode med andre pesticider) er det et begrenset antall prøver som er analysert i Norge. Resultatene som presenteres er for det meste hentet fra de siste pesticidrapportene (Ludvigsen *et al.*, 2005a og b), men det er også hentet data fra feltrapporter fra JOVA-programmet, samt data fra 2006 som ennå ikke er publisert.

Tilsvarende har de i Sverige et overvåkingsprogram for pesticider. I det svenske overvåkingsprogrammet analyseres alle prøver for glyfosat og AMPA. Det er mange fellestrekk mellom jordtyper og driftsformer i Sverige og Norge. Vi har derfor valgt også å ta med resultatene fra det svenske pesticidovervåkingsprogrammet for perioden 2002-2005 (Kreuger *et al.*, 2003 og 2004; Törnquist *et al.*, 2005; Asp *et al.*, 2006).

4.2 Overvåkingsfeltene i Norge og Sverige

Figur 4.1 og 4.2 viser lokalisering av overvåkingsfelt i hhv. Norge og Sverige. Tabell 4.1 og 4.2 gir bakgrunnsinformasjon om de undersøkte nedbørfeltene i landene. I tillegg til overvåking av bekker og elver i de utvalgte nedbørfeltene, er det tatt noen få prøver i grunnvann og sediment som er analysert for glyfosat. For informasjon om disse lokalitetene henvises det til originalrapportene.

Lokalitetene i Norge er valgt ut i områder som representerer ulike driftsformer, klima og jordtyper. Det er lagt vekt på å finne nedbørfelt med en høy andel jordbruksareal. Det er valgt områder der pesticider brukes regelmessig. Feltene representerer ikke et statistisk gjennomsnitt av norsk jordbruksproduksjon, men er representative for vanlig forekommende driftsformer. Områder med grasproduksjon er lite representert. I slike driftsformer er det vanligvis liten bruk av pesticider.

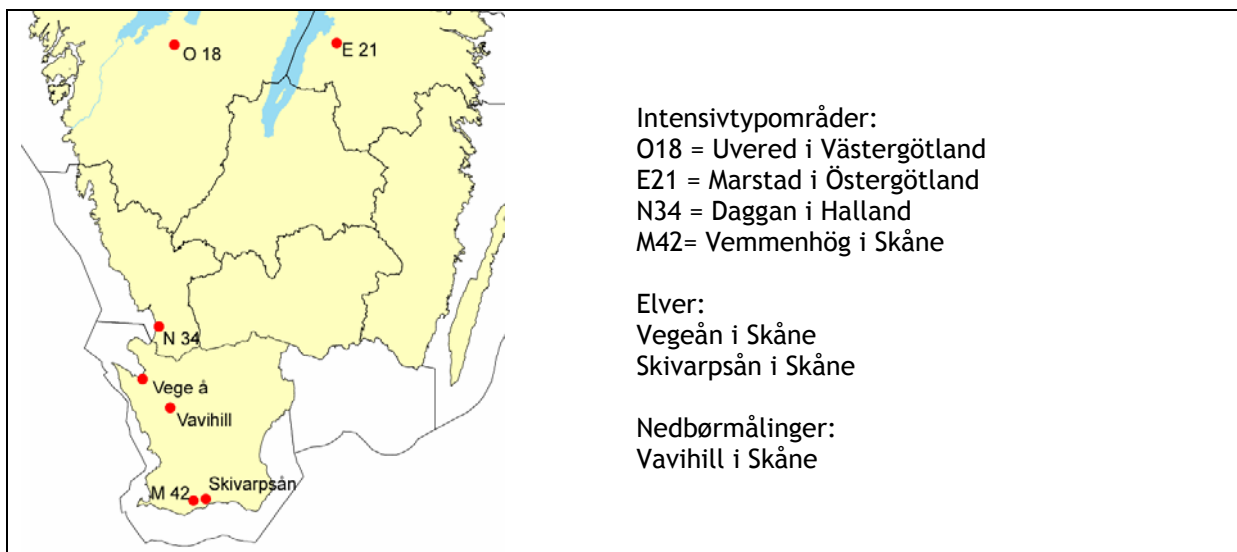


Figur 4.1. Kart over bekker og elver som ble overvåket i JOVA-programmet i 2006.

Tabell 4.1 Oversikt over nedbørfelt som har inngått i JOVA-programmets målinger av pesticider i mer enn to år. Felt merket grått blir ikke lenger prøvetatt. Temperatur og nedbør er oppgitt som 30-årsnormaler (DNMI).

Nedbørfelt	Kommune	Areal (km ²)	Dyrka (%)	Temp (°C)	Nedbør (mm)	Jordart	Driftsform	År
Vasshaglona	Grimstad	0,7	62	6,9	1230	Sand	Gr.sak/potet/korn	1995-2006
Skuterud	Ås	4,5	61	5,5	785	Si. m.leire	Korn	1995-2006
Heia-jb	Råde	1,7	62	5,6	829	Sand, si., l.leire	Potet/korn/gr.sak	2004-2006
Mørdre	Nes	6,8	65	4,3	665	Silt og leire	Korn	1996-2006
Hotran	Levanger	19,4	80	5,3	892	Si.l.leire/m.leir	Korn, gras	1995-2006
Skas-Heigre	Sandnes, Sola og Klepp	29,3	85	7,7	1180	Leire, sand, grus	Gras, korn	1990-97, 99 2001-2006
Lier Kjellstad (Elverhøy)	Lier, Modum, Asker, Dram.	303	14	5,2	940	Leire, silt, sand	Korn/eng/gr.sak/potet/frukt/bær	1997-1999 2001-2006
Hobøl	Oslo, Hobøl	331	19	5,6	829	Silt og leire	Korn og annet	1997-1999 2001-2006
Time	Time	1,1	85	7,4	1154	Si. m.sand	Gras, rotv.	1995-2000, 2004-2006
Heia	Råde	4,7	72	5,6	829	Sand, si., l.leire	Potet/korn/gr.sak	1991-2004
Kolstad	Ringsaker	3,1	68	4,2	585	Moldrik l.leire	Korn	1995-2003
Finsal	Hamar	22,0	35	4,2	585	Moldrik l.leire	Korn/potet/gr.sak	1995-1998
Storelva	Ree	147,3	42	6,0	1035	Silt og leire	Korn/eng/annet	1995-1998
Klopp								

Si. = Sitig, l.leire = lettleire, m.leire = mellomleire



Figur 4.2 "Lokalisering av typområden, år samt nederbørdstasjon som ingår i overvåkingsprogrammet for bekämpningsmedel" (Kilde: Ekohydrologi:94, 2006).

Tabell 4.2. "Bakgrunnsinformasjon om de undersøkte områdene" (Kilde: Ekohydrologi:94, 2006)

Område	Län	Areal (ha)	Jordart	Åker (%)	Temp. ^a (°C)	Nederb. ^a (mm/år)	Avrinning (mm/år)	pH	SS mg/l	Tot-N mg/l	Tot-P mg/l
18	O	776	mellanlera	91%	6,2	571	344	7,9	59	5,9	0,24
21	E	1681	lättilera	89%	6,0	477	135	7,9	12	10,7	0,07
34	N	1460	lerig sand-lättilera	92%	7,2	773	328	7,1	24	11,6	0,10
42	M	828 ^f	moränlättilera	94%	7,7	662	286	7,7	17	8,4	0,12
Skivarpsån i Skåne	M	9300	moränlättilera	89%	7,7	662	298	7,9	-	5,0	0,14
Vege å i Skåne	M	50000	moränlättilera	64%	7,2	850	332	-	-	-	-

^a Temperatur och nederbörd avser 30-årsmedelvärde uppmätt vid närmaste SMHI-station.

4.3 Prøvetakingsmetodikk og analyser

4.3.1 Norge

Glyfosat og AMPA (nedbrytningsprodukt) krever en spesialanalyse (dvs. kan ikke analyseres sammen med andre pesticider i en multimetode). Det er derfor bare analysert enkelte prøver for glyfosat i Norge. De fleste prøvene er tatt på høsten i etterkant av høstsprøyting, men det er også tatt enkelte prøver for analyse av glyfosat om våren. Det foreligger informasjon om bruken av pesticider for seks nedbørfelt, hvor gardbrukerne oppgir hvilke midler de har benyttet, samt mengder og tidspunkt for sprøyting (se kapittel 4.8). Kunnskap om pesticidbruken i nedbørfeltene er verdifull for tolkning av funnene og gir klare indikasjoner på stoffenes egenskaper.



Figur 4.3. Mørdrebekken målerenne, Crump-overløp. Foto: Marianne Bechmann.

Vannprøver er hentet ut ved stikkprøver og vannproporsjonale blandprøver (Figur 4.3). Av 78 prøver er det tatt 30 stikkprøver og 48 blandprøver. Det framkommer av kolonne 1 i Tabell 4.3 hva slags prøve som er tatt i den enkelte lokalitet. Blandprøvene er identifisert med den dato prøvene er tatt ut, men representerer en 14 dagers periode forut for prøveuttaket. Stikkprøvene er i hovedsak tatt med 14 dagers mellomrom, men det er også tatt stikkprøver ved spesielle nedbørsepisoder. Det ble analysert flest prøver for glyfosat i tidsrommet 1997-2001. I 2006 ble det igjen tatt noen prøver.

Når det gjelder bruk av glyfosat så inneholder tabell 4.1 bruk av både det aktive stoffet glyfosat og glyfosat-trimesium (trimetylsulfoniumsalt av glyfosat), da disse har tilnærmet samme egenskaper. Tabellen angir både funn av glyfosat (merket G) og AMPA (aminometylfosfon-syre, merket A). Glyfosat brukes til brakking av stubbåker og annet areal og er brukt i alle nedbørfelt som har registrering av gårdsdata. Glyfosat brukes gjennomsnittlig på 22 % av arealet i kornfeltene hvert år, men det er store årlige variasjoner (5-50 %).

4.3.2 Sverige

Prøvetakingsperioden i Sverige er vanligvis fra mai til november, men i ett felt (M42 Vemmenhøg i Skåne) er det også tatt prøver i vintermånedene enkelte år. Vannprøver er hentet ut som tidsproporsjonale blandprøver med en prøvetakingsperiode på 7 dager. Til sammen i årene 2002-2005 er det i Sverige analysert 357 prøver fra fire bekkker og 68 prøver fra to elver, totalt 425 prøver. Det er tatt 18 prøver av sediment fra disse bekkene i årene 2003-2005. I nedbørfeltet til de fire bekkene er det i 2004 og 2005 tatt prøver av grunnvann to steder i nedbørfeltet og i to forskjellige dybder, totalt er det tatt 112 grunnvannsprøver. Det er ikke analysert for glyfosat i nedbør, verken i Norge eller Sverige.



Figur 4.4. Bøndene gir opplysning om sprøyting. Foto: Gro Hege Ludvigsen.

4.3.3 Effekt av nedbrytning av glyfosat i vannprøver under lagring

For å vurdere funn av et pesticid er det nødvendig med kunnskap om hastigheten ved nedbrytning av stoffet. Slike undersøkelser av glyfosat er gjennomført ved Sveriges Landbruksuniversitet (Kreuger, 2003). Vann fra elva Vendelån ble tilsatt 2µg/l glyfosat og lagret ved +4°C og +20°C og ved pH 2 og 7,7 (opprinnelig pH-verdi i vannet). Lagringstid var 0, 7 og 21 dager. Resultatene er gjengitt i utklippet under (Kreuger, 2003).

Tabell 3. Glyfosatkoncentrasjon (µg/l) under de ulike lagringsbetingelsene, redovisad som medelhalten av tre opprepingar samt återvinning i procent av nominell halt (2,0 µg/l)

Tid	Ljus	Mörkt	Mörkt	Mörkt	Mörkt	Dagsljus	Dagsljus
	Temp. +4°C	+4°C	+4°C	+20°C	+20°C	+20°C	+20°C
pH	2	7	7	2	7	2	7
0				2,0 (100%)	2,1 (105%)		
7	1,9 (95%)	1,7 (85%)	1,8 (90%)	1,8 (90%)	1,5 (75%)		
21	1,8 (90%)	1,1 (55%)	1,9 (95%)	1,9 (95%)	0,4 (20%)	1,9 (95%)	0,1 (5%)

Tabellen er gjengitt med tillatelse fra J. Kreuger.

Resultatene viste at ved pH 2 skjedde det ingen vesentlig nedbrytning av glyfosat (gjenfinning 90-95 %). Ved pH 7,7 var stabiliteten av glyfosat akseptabel i en uke (gjenfinning 75-85 %), mens etter tre uker gjenstod halvparten eller mindre av den opprinnelige konsentrasjonen (5-55 %). Laveste gjenfinning på 5 % var i prøver som ble lagret i dagslys ved 20°C.

I det norske prøvetakingsprogrammet lagres blandprøvene mørkt i kjøleskap ved ca 4°C, uten at prøveflaskene på forhånd blir surgjort. Ved slike lagringsbetingelser har glyfosat en gjenfinning etter 7 og 21 dager på henholdsvis 85 og 55 %. Blandprøven representerer en periode på 14 dager, men hvor mye vann som er tatt ut fra ulike tidspunkt i blandprøveperioden varierer med vannføring (vannføringsproporsjonale blandprøver). Det er derfor ikke mulig å oppgi en eksakt faktor for nedbrytning i denne perioden. Blandprøvene fra noen felt sendes også med postpakke ekspress som gir en transport-tid på ca 24 timer ved 20°C. Dette gjelder ikke feltene Mørdre og Skuterud, hvor det er tatt flest prøver for analyse av glyfosat. Disse prøvene leveres direkte til laboratoriet etter kort transport. I transportperioden kan det også skje en viss nedbrytning. Ved ankomst laboratoriet surgjøres prøven til pH 2.

Ut fra resultatene fra den svenske studien kan vi anta at det skjer en viss nedbrytning av glyfosat i de norske vannprøvene før de ankommer laboratoriet. Analyseresultatene fra blandprøver i det norske overvåkingsprogrammet vil derfor underestimere den reelle konsentrasjonen.

Et annet moment er også at glyfosat binder seg til glass. Prøvene skal derfor tas på plastflaske. Den norske prøvetakingsmetodikken innebærer at alt vannet samles i en stor glassdunk som ristes før uttak av prøver til alle pesticidanalysene. Så tas glyfosatprøven på en plastflaske. Dette innebærer at en del glyfosat fra norske prøver vil kunne ha bundet seg til glasset i prøvedunken. Hvor stor betydning dette har for blandprøvene er vanskelig å anslå.

Grovt regnet kan en anslå at analyseresultatene fra norske blandprøver underestimerer den reelle konsentrasjonen med minst 25 % (pga nedbrytning), men tapet knyttet til binding til glass kan også være betydelig, selv om vi ikke har funnet undersøkelser som kan kvantifisere mengden. De norske stikkprøvene er tatt rett på plastflasker og de er derfor ikke utsatt for binding til glass.

I Sverige tas det volumproporsjonale blandprøver med en annen prøvetakingsteknikk som innebærer at prøvene tas direkte på en på forhånd surgjort plasflaske slik at pH er 2 ved første prøvetakingstidspunkt. Disse prøvene er derfor ikke utsatt for nedbrytning. Når en tolker resultatene fra Norge og Sverige må en ta hensyn til disse forskjellene i prøvetakingsmetodikk.

4.3.4 *Analysemetode*

Analysemetodene ved laboratoriene som er benyttet i det norske og svenske overvåkingsprogrammet har vært omlag tilsvarende. Vannprøvene surgjøres til pH 2. I Norge lagres prøven en uke ved 4 °C for sedimentasjon, mens det i Sverige analyseres på filtrert prøve. Prøvene analyseres ved gass kromatografi med massespektrometrisk bestemmelse i SIM mode (GC/MS-SIM).

Prøvene tatt i Norge årene 1997-2001 er analysert ved Miljø Kjemi (nå Eurofins) i Danmark. Prøvene fra og med 2002 er analysert ved Bioforsk Lab. Den akkrediterte bestemmelsesgrensen for de norske prøvene har vært 0,01 µg/l for alle prøver.

De svenske analysene er utført av Sveriges Landbruksuniversitet, Seksjon for organisk miljøkjemi.

I Sverige rapporteres funn av pesticider på to nivåer. Funn over bestemmelsesgrensen angis med konsentrasjon, mens funn over deteksjonsgrensen, men under bestemmelsesgrensen, angis som spor (uten oppgitt konsentrasjon). Bestemmelsesgrensen for glyfosat var på 0,02 µg/l alle år, mens bestemmelsesgrensen på AMPA har vært relativt høy, mellom 0,1-0,3 µg/l. Bestemmelsesgrensen har vært 3-5 ganger (varierer fra prøve til prøve) høyere enn deteksjonsgrensen.

4.4 Bruk og funn av glyfosat i JOVA-programmet

4.4.1 *Oversikt over registrert bruk og funn*

Tabell 4.3 viser bruk av glyfosat og funn av glyfosat og AMPA i JOVA-programmet i Norge.

Tabell 4.3. Bruk av glyfosat og funn av glyfosat (G) og AMPA (A).

Feltlokalitet/ Prøvetype: S=stikkprøve B=blandprøve	År	Hektar sprøytet areal i feltet	% andel sprøytet av totalt jordbruks areal	An- vendt dose g/hektar	For- bruk kg aktivt stoff	Ant.funn og antall prøver tatt ut	Maks. konsen- trasjon µg/l	Gjen- snitt kons.	Sprøytet uke nr.	Funn uke nr.	Prøve tatt ut uke nr.
Bekker og elver											
Mørdrebekk 1S/ 1B	1997	95.9	22	1300	125	2 / 2	0.93 G	0.50	16,32→38	37, 47	37, 47
1S/6B	1998	64.1	14	1170	73	2 / 2	0.20 A	0.16	"	"	"
7B	1999	81.6	18	1270	104	7 / 7	0.47 G	0.20	21→40	9→44	9→44
2S/3B	2000	19.1	4	1390	27	7 / 7	0.09 A	0.07	"	"	"
1S/1B	2001	35.5	8	1150	41	7 / 7	0.77 G	0.19	33,38→40	3→48	3→48
1S/1B	2006					7 / 7	0.13 A	0.07	"	"	"
Skuterudb. 1S/1B	1997	129.7	42	1260	163	5 / 5	0.10 G	0.07	34→39	17→44	17→44
8B	1998	18.6	4	1190	22	5 / 5	0.21 A	0.08	"	"	"
7B/1S	1999	125.7	46	1190	150	2 / 2	0.22 G	0.17	18→42	14, 36	14, 36
4B/1S	2000	53	19	1410	75	1 / 2	0.20 A	-	"	"	"
3S	2001	130.4	47	1220	158	2 / 2	0.23 G	0.21	"	46, 47	46, 47
3S	2002	129.7	48	1260	164	2 / 2	0.09 A	0.09	"	"	"
1S	2003	95.6	35	1560	149	2 / 2	0.05 G	0.03	33→40	39, 47	39, 47
1S/1B	2006					2 / 2	0.08 A	0.05	"	"	"
Kolstad- bekken	1997	54.5	26	1060	58	8 / 8	0.60 G	0.12	39	12→48	12→48
5 B	1998	21.7	10	1010	22	8 / 8	0.14 A	0.07	"	"	"
Heiabekken 1S	2003	52.3	15	1000	52	8 / 8	0.31 G	0.11	17→41	8→46	8→46
Heia-jb. 1S	2006					8 / 8	0.13 A	0.09	"	"	"
Storelva; Klopp 2S	1997	-	-	-	-	5 / 5	0.87 G	0.33	36→42	17→45	17→45
Hotran- kanalen 2 B	1997	-	-	-	-	5 / 5	0.17 A	0.13	"	"	"
Finsal- Bekken 2S	1997	-	-	-	-	3 / 3	0.25 G	0.18	19→43	14, 37,49	14, 37,49
Hobølelva 1S	1998	-	-	-	-	3 / 3	0.11 A	0.07	"	"	"
1S	2006					3 / 3	0.49 G	0.18	14, 16, 30→38	33,40,49	33,40,49
Skas-Heigre- Kanalen 1B/1S	2006					1 / 1	0.17 A	0.12	"	"	"
						1 / 1	0.34 G	-	16,, 33→39	39	39
						1 / 1	0.54 A	-	"	"	"
						2 / 2	0.29 G	0.26	"	46, 47	46, 47
						2 / 2	0.17 A	0.16	"	"	"
						1 / 2	0.03 G	-	38→40	41	41, 49
						1 / 2	0.01 A	-	"	"	"
						1 / 5	0.09 G	-	34→40	36, 46	30, 46
						2 / 5	0.02 A	0.01	"	"	"
						1 / 1	0.07 G	-	17→39	33	17→51
						1 / 1	0.38 A	-	"	"	"
						1 / 1	0.14 G	-	"	46	46
						1 / 1	0.13 A	-	"	"	"
						2 / 2	0.15 G	0.13	-	37, 40	37, 40
						2 / 2	0.09 A	0.08	-	"	"
						2 / 2	0.07 G	0.05	-	37, 39	37, 39
						2 / 2	0.06 A	0.05	-	"	"
						1 / 2	0.12 G	-	-	36	36, 48
						1 / 2	0.06 A	-	-	"	"
						1 / 1	0.01 G	-	-	38	38
						1 / 1	0.02 A	-	-	"	"
						1 / 1	0.28 G	-	-	46	46
						1 / 1	0.16 A	-	-	"	"
						2 / 2	0.9 G	0.55	-	47, 48	47, 48
						2 / 2	0.07 A	0.07	-	"	"

Tabell 4.3 forts. Bruk av glyfosat og funn av glyfosat (G) og AMPA (A).

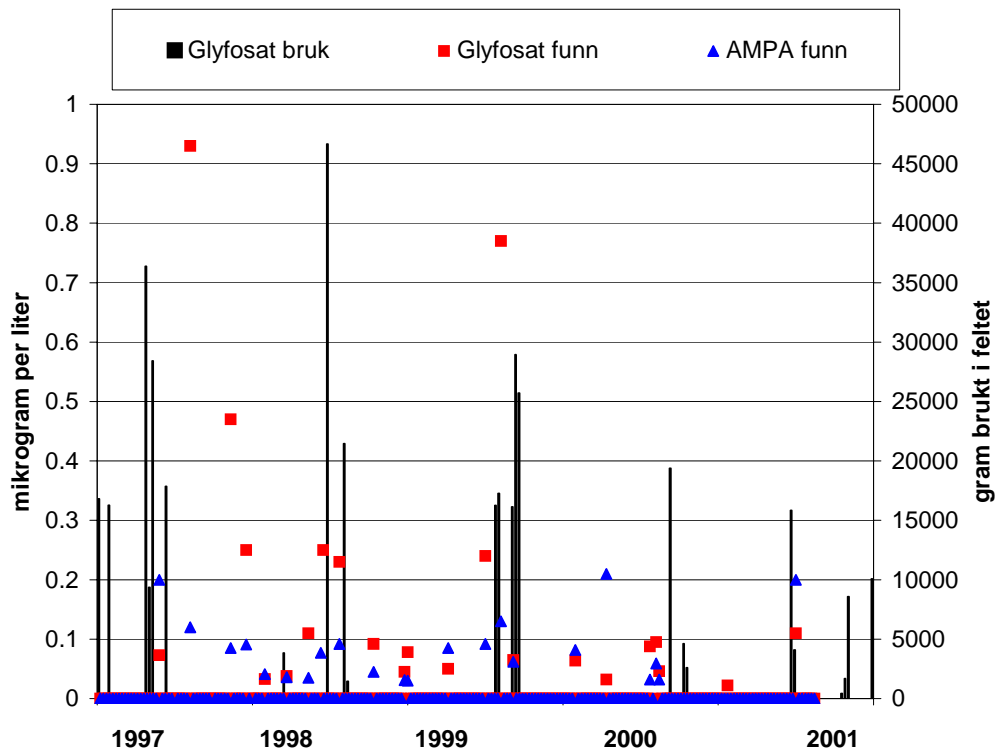
Feltlokalitet/ Prøvetype: S=stikkprøve B=blandprøve	År	Hektar sprøytet areal i feltet	% andel sprøytet av totalt jordbruks areal	An- vendt dose g/ hektar	For- bruk kg aktivt stoff	Ant.funn og antall prøver tatt ut	Maks. konsen- trasjon µg/l	Gjen. snitt kons.	Sprøytet uke nr.	Funn uke nr.	Prøve tatt ut uke nr.
Vasshaglona 1S/1B	2006					2 / 2 2 / 2	0.06 G 0.09 A	0.06 0.09		47, 48 ”	47, 48 ”
Grunnvann											
20M:	1999	-	-	-	-	0 / 1	-	-	-	-	46
Skarnes	2000	-	-	-	-	0 / 1	-	-	-	-	28
2D: Enebakk	2000	-	-	-	-	0 / 1	-	-	-	-	26
5L: Våle	2000	-	-	-	-	0 / 1	-	-	-	-	25
6G: Ås	2000	-	-	-	-	0 / 2	- G	-	-	-	25, 44
						1 / 2	0.02 A	-	-	44	25, 44
9H: Rakkestad	2000	-	-	-	-	0 / 1	-	-	-	-	37
17H: Rakkestad	2000	-	-	-	-	0 / 1	-	-	-	-	37
Grøftevann											
Kvithamar	1998	0.26	-	1100	0.3	2 / 2	0.10	0.1	22	45, 48	45, 48
Skuterud div. grøfter	2002	-	-	-	-	8 / 8 8 / 8	1.2 G 0.26 A	0.46 G 0.15 A	-	43	43
Episodestudie											
Skuterud ep1 4S	2001	-	-	-	-	4 / 4 4 / 4	4.0 G 0.58 A	2.2 G 0.3 A	-	40	40
Skuterud ep2 3S	2002	-	-	-	-	3 / 3 3 / 3	0.67 G 0.22 A	0.33 G 0.16 A	-	40	40
Skuterud ep3 3S	2002	-	-	-	-	3 / 3 3 / 3	1.2 G 0.3 A	0.83 G 0.23 A	-	43	43
Sediment											
Heia før jembanelinje	2003	-	-	-	-	1 / 1	0.025	-	-	45	45

4.4.2 Påvisninger i ordinære prøver fra bekker

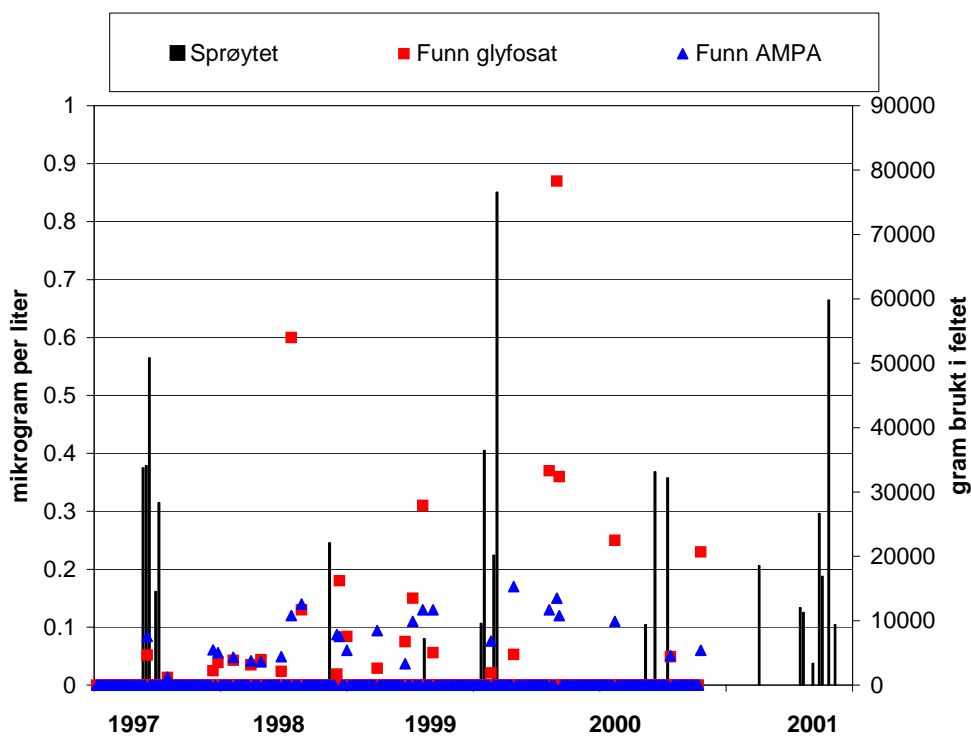
Det er i Norge analysert til sammen 78 ordinære vannprøver for glyfosat og AMPA fordelt på 10 bekker og elver i perioden 1997-2006. Det er gjort funn av glyfosat og/eller AMPA i 72 (92 %) av prøvene. Som oftest påvises både glyfosat og AMPA i prøvene. Det er en gang påvist glyfosat, men ikke AMPA og en gang det motsatte. De høyeste konsentrasjonene av glyfosat påvises like etter sprøyting og avtar med tiden etter sprøyting. Laveste konsentrasjoner ble påvist i juni og juli i forkant av sprøyteperioden om høsten. Også konsentrasjonen av AMPA har en tendens til å avta med tiden etter sprøyting, men tendensen er ikke så klar som for glyfosat. I noen få prøver har konsentrasjonen av AMPA overskredet konsentrasjonen av glyfosat. Hvis en ser på resultatene fra alle bekkene, ligger AMPA-konsentrasjonen på om lag 25 % av konsentrasjonen av glyfosat. Resultater rapportert fra elver i Europa viser at konsentrasjonene av AMPA ofte overskrider konsentrasjonene av glyfosat (Horth, 2000). Dette er sannsynligvis forårsaket av påvirkning fra kommunale avløp (som også kan inneholde AMPA fra andre kilder). De lave AMPA-konsentrasjonene i norske bekker indikerer at AMPA kommer fra nedbrytning av glyfosat.

Det er tatt flest prøver, henholdsvis 25 og 32 i Mørdrebekken og Skuterudbekken, som er to nedbørfelt dominert av kornproduksjon i Akershus fylke. Disse feltene har også omfattende bruk av glyfosat hvert år. I de øvrige feltene er det tatt et lite antall prøver. Det er høy grad av gjenfinning av glyfosat og AMPA i Mørdrebekken og Skuterudbekken. Glyfosat er påvist i alle prøver som er analysert, mens AMPA er gjenfunnet i alle med unntak av en prøve. I Mørdrebekken ble den første påvisningen av glyfosat gjort i september 1997 (Figur 4.5). Konsentrasjonen var relativt lav (0,07 µg/l), til tross for at denne

prøven var tatt kort tid etter sprøyting. Dette skyldtes lite nedbør og avrenning i prøvetakingsperioden. Neste prøve ble tatt i november etter mer intensivt regn og det ble da funnet mye høyere konsentrasjoner (0,93 µg/l) av glyfosat. Lignende mønster ser en hvert år med de høyeste konsentrasjonene i etterkant av sprøyting i både Mørdre og Skuterud (Figur 4.5 og Figur 4.6).



Figur 4.5. Bruk og funn i Mørdrefeltet i perioden 1997-2001.



Figur 4.6. Bruk og funn i Skuterudbekken i perioden 1997-2001.

Kolstadbekken skiller seg ut med få påvisninger av glyfosat (Tabell 4.3). Nedbørfeltet i Kolstadbekken er dominert av korndyrking med en betydelig andel glyfosatsprøyting, men gjenfinningen av glyfosat viser her et annet mønster. Det er analysert 7 prøver for glyfosat og AMPA i dette feltet, mens det bare er påvist glyfosat i 2 prøver og AMPA i 3 prøver. Den viktigste forskjellen mellom Kolstad og de to kornefeltene Mørdre og Skuterud er knyttet til tapet av partikler.

Hvis en ser på mengden suspender tørtstoff (SS) i de prøvene som ble analysert for glyfosat, så var konsentrasjonene av SS i Kolstadbekken lave (mellom 2 og 22 mg/l, gjennomsnittlig 7 mg/l). De tre prøvene som hadde funn av glyfosat hadde høyest partikkelinnhold, henholdsvis 7, 9 og 22 mg. I Skuterud var SS konsentrasjonen i prøvene mellom 6 og 545 mg/l (gjennomsnittlig 158 mg/l). Konsentrasjonene i Mørdre var ennå høyere, mellom 42 og 1310 mg/l (gjennomsnittlig 222 mg/l).

Det er også gjort en analyse av korrelasjoner mellom målte konsentrasjoner av glyfosat og AMPA og SS samt andre kjemiske parametere basert på prøvene tatt i Mørdre-, Skuterud og Kolstadbekken før år 2000 (Tabell 4.4).

Tabell 4.4. Konsentrasjoner og korrelasjoner mellom kjemiske parameter i Mørdre-, Skuterud- og Kolstadbekken. Statistisk signifikans ($P < 0.05$) er indikert med grått felt.

Kjemisk substans n=antall observasjoner	Konsentrasjon			Glyfosat		AMPA	
	Min.	Max.	Gj. snitt	Korrelasjon Kendall's Tau	P	Korrelasjon Kendall's Tau	P
Glyfosat ¹ , n=61	0.01	0.93	0.17	-	-	0.47	0.0001
AMPA ¹ , n=61	0.01	0.21	0.08	0.47	0.0001	-	-
Fosfor (TP (unf)) ² , n=43	0.07	0.97	0.26	0.36	0.001	0.33	0.002
Fosfor (RP<0.45) ² , n=42	0.01	0.16	0.05	0.17	0.10	0.23	0.04
Susp. tørrstoff ² , n=43	3	1310	156	0.29	0.01	0.25	0.02
Mangan (Mn), n=35	0.01	0.16	0.04	0.42	0.001	0.20	0.12
Jern (Fe) ² , n=35	0.38	14.5	3.0	0.34	0.01	0.16	0.17
Aluminium (Al), n=35	0.67	23.5	4.7	0.33	0.01	0.18	0.12
Silisium (Si), n=35	3.5	54.2	13.2	0.32	0.01	0.27	0.03
Kopper (Cu), n=35	0.002	0.12	0.02	0.28	0.03	-0.10	0.44
Magnesium (Mg), n=35	1.85	13.0	7.4	0.22	0.05	0.20	0.08
pH, n=40	6.7	8.2	7.4	-0.20	0.07	-0.15	0.16
Nitrat (N-NO ₃) ² , n=43	0.7	16	5.3	-0.18	0.10	-0.09	0.40
Ledningsevne ³ , n=41	0.04	0.45	0.25	-0.16	0.15	-0.12	0.27

¹= µg/liter

²=mg/liter

³=mS/cm

Som ventet var den sterkeste korrelasjonen mellom glyfosat og AMPA. Begge stoff viste statistisk signifikant sammenheng med total-fosfor (TP) og suspendert tørrstoff (SS), dog med en relativt lav/moderat korrelasjonskoeffisient (<0,4). Både glyfosat og AMPA hadde noe høyere korrelasjon med TP enn med SS, mens det var lav korrelasjon mellom reaktivt fosfor RP og glyfosat. Glyfosat viste også statistisk signifikant korrelasjon med metall-kationer spesielt jern (Fe) og aluminium (Al), men også kopper (Cu) og magnesium (Mg). Det var også en tendens til at mengden glyfosat avtok med økende pH, men denne sammenhengen var ikke statistisk signifikant. Det var ingen korrelasjon mellom glyfosat og AMPA og stoffene Kalsium (Ca) Kalium (K), bor (B), klor (Cl), svovel (S) og Sink (Zn). På grunn av lite datamateriale er det ikke sett på hver lokalitet separat.

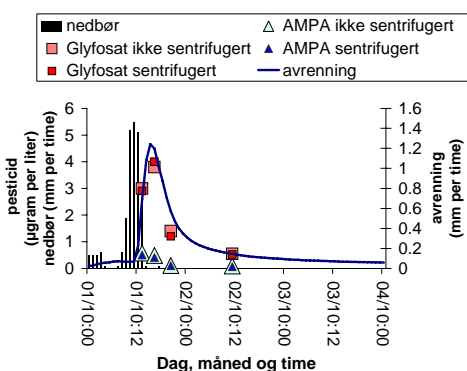
4.4.3 Påvisninger i episodestudier i bekker

I 2001 og 2002 ble det gjennomført undersøkelser av funn av glyfosat ved episoder med mye nedbør i Skuterudbekken som ble prøvetatt i tre omganger. Prøvene ble tatt som stikkprøver. Resultatene fra disse undersøkelsene er presentert i Tabell 4.5 samt Figur 4.7, Figur 4.8, Figur 4.9 og Figur 4.10.

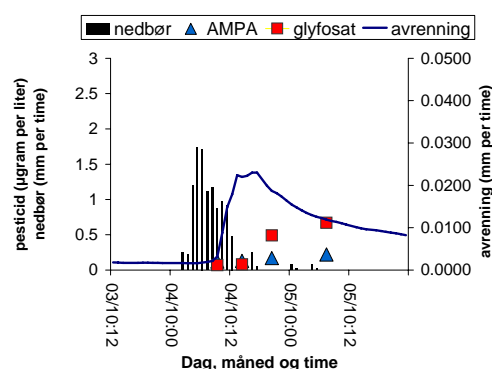
Tabell 4.5. Resultater fra episodestudier i Skuterudbekken*.

Informasjon	Episode 1	Episode 2	Episode 3
Dag, måned, år	1.-3. Okt. 2001	3.-5. Okt. 2002	22.-24 Okt. 2002
Nedbør, mm	23	11	35
Avrenning 48 timer, mm	13.5	0.5	26
Maks. kons. glyfosat, µg/liter	4	0.67	1.2
Max kons. AMPA, µg/liter	0.58	0.22	0.30
Sprøytet mengde glyfosat om høsten, kg	70	150	150
Totalt tap av glyfosat 48 timer, g	1060	11	1058
Totalt tap AMPA 48 timer, g	150	4	285
Andel tap av tilført mengde glyfosat, %	0.18	0.001	0.1

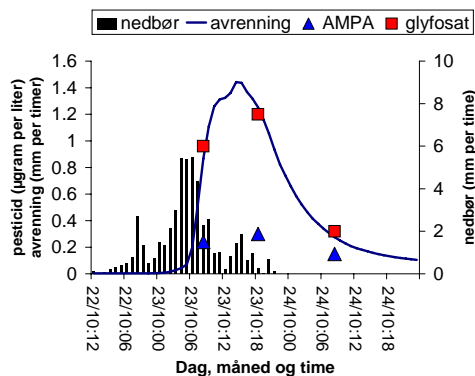
* Totalt jordbruksareal i Skuterudfeltet er 2723 dekar.



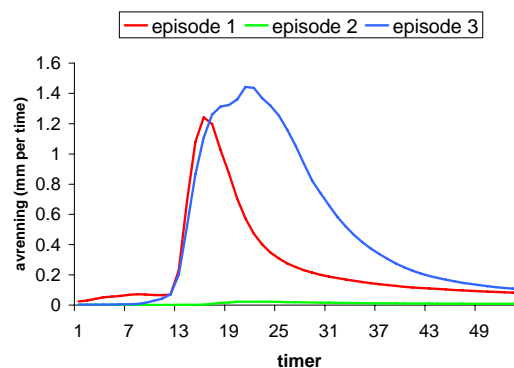
Figur 4.7. Skuterud resultater episode 1.



Figur 4.8. Skuterud resultater episode 2.



Figur 4.9. Skuterud resultater episode 3.
(Avrenning og nedbør er tilordnet forskjellig y-akse i forhold til Figur 4.7 og Figur 4.8.)



Figur 4.10. Skalering av de tre episodene.

Figurene viser at under episode 1 og 3 økte konsentrasjonen av glyfosat med stigende vannføring og avtok da vannføringen ble lav igjen. AMPA viste også en tendens til å følge vannføring, men variasjonene var mye mindre. Ved episode 2 var det stigende konsentrasjoner av begge stoff på avtagende vannføring. I løpet av denne episoden kom det relativt lite nedbør (11 mm) og jorda var lite vannmettet. Derfor ble det svært liten avrenning i forhold til de andre episodene. Episoden ble derfor å regne som en start på en svært liten avrenningsepisode, og det ble bare initiert en utvasking av glyfosat og AMPA.

Under episode 1 ble høyeste konsentrasjon av glyfosat og AMPA målt, henholdsvis 4 og 0,58 µg/l. Episode 3 var omlag dobbelt så stor i vannføring som episode 1, men maksimum konsentrasjon av glyfosat var betydelig lavere. Beregninger av totaltapet av glyfosat i episode 1, 2 og 3 gav henholdsvis 1060, 11 og 1058 gram glyfosat. Tapet av glyfosat og AMPA (omregnet til glyfosat) i løpet av 48 timer var 0,18 % (episode 1), 0,001% (episode 2) og 0,10% (episode 3) av den mengden glyfosat som var tilført om høsten før prøvetaking.



Ved episode 3 ble det også tatt prøver 4 andre steder i bekken og det ble tatt prøver av 6 grøfteutløp til bekken. Resultatene fra disse undersøkelsene er vist i Figur 4.11. De forskjellige prøvetakingspunktene i bekken hadde konsentrasjoner mellom 0,14 og 1,3 µg/l av glyfosat og mellom 0,12 og 0,26 µg/l av AMPA. Prøvetakingen av grøfteutløpene viste at det var noe lavere konsentrasjoner i grøfteutløpene enn i hovedbekken (mellom 0,14 og 0,66 µg/l). Likevel viser resultatene at det er en betydelig transport av glyfosat med drensvann fra grøftene.

Resultatene fra disse undersøkelsene ved mye nedbør, viser at glyfosattransport er assosiert til partikkeltransport. Tap skjer både med overflateavrenning, men ikke minst fra grøfteavrenning fra jordet. Ved avrenning i grøftesystemene er trolig makroporetransport en viktig transportmekanisme.

Figur 4.11. Målte konsentrasjoner av glyfosat og AMPA i grøfteutløp og ulike steder i Skuterudbekken under episode 3 i 2002.

4.4.4 Påvisninger i grunnvann og sediment

I JOVA-programmet er det analysert for glyfosat og AMPA i 6 drikkevannsbrønner (totalt 8 prøver). Glyfosat ble ikke påvist i noen av brønnene, men i en prøve ble det funnet en lav konsentrasjon av AMPA (0,02 µg/l) (Ludvigsen & Lode, 2005b). Det er også analysert for glyfosat og AMPA i noen prøver av drikkevann fra grunnvannsverk. Det ble analysert for glyfosat i fem prøver fra grunnvannsbrønner og glyfosat ble påvist i en prøve (Haarstad & Ludvigsen, 2006). Konsentrasjonen var 0,1 µg/l. Dette er samme konsentrasjon som grenseverdien for drikkevann.

Kun en prøve av sediment i bekker er analysert for glyfosat. JOVA-programmet. Glyfosat ble påvist i denne prøven av sediment fra Heiabekken (25 µg/kg) i 2003. Vi kjenner ikke til andre publiserte resultater av analyser av glyfosat i sedimenter fra bekker og elver i Norge.

4.5 Bruk og funn av glyfosat i det svenske overvåkningsprogrammet

4.5.1 Oversikt over registrert bruk og funn

Tabell 4.6 til Tabell 4.10 viser resultatene fra analyser av glyfosat og AMPA i det svenske overvåkningsprogrammet. Over fire år er det analysert 357 prøver i de fire bekkene. Når vi summerer antall funn over deteksjonsgrensen og antall spor i alle bekkene er det funn av glyfosat og AMPA i henholdsvis 78 og 30 % av prøvene. I de to elvene er det påvist glyfosat og AMPA i henholdsvis 99 og 66 % av prøvene.

Tabell 4.6. Bruk av glyfosat og funn av glyfosat og AMPA i fire bekker/overvåkningsfelt i Sverige i perioden 2002-2005.

År	Felt	Bestemmelses- Grense (µg/l)		Anvendt mengde (kg)	Total areal (ha)	Middeldose (kg/ha)	Sprøyte- periode		Antall prøver	Antall funn > bestemmelsesgr. ¹		Antall spor > deteksjongr. ²		Maks (µg/l)		Middel (µg/l)	
		Glyfosat	AMPA				Start	Slutt		Glyf.	AMPA	Glyf.	AMPA	Glyf.	AMPA	Glyf.	AMPA
2002	O 18 Uvered	0,02	0,1	171,6	139	1,23	2002-06-15	2002-10-03	21	21	6	0	12	0,96	0,9	0,27	0,47
2003	(Västergötland)	0,02	0,2	95,2	82,5	1,15	2003-06-26	2003-10-11	22	20	0	2	6	1,2	-	0,33	-
2004		0,02	0,1	280,0	217,6	1,29	2004-07-01	2004-10-11	19	19	3	0	8	4,0	0,3	0,43	0,26
2005		0,02	0,3	88,6	67,8	1,31	2005-06-29	2005-10-11	22	21	4	0	6	1,0	0,6	0,25	0,48
2002	E 21 Marstrand	0,02	0,1	112,6	102,1	1,10	2002-06-02	2002-09-01	20	5	0	6	1	0,09	-	0,07	-
2003	(Östergötland)	0,02	0,2	88,0	76,8	1,15	2003-06-03	2003-08-26	22	3	0	5	0	0,28	-	0,16	-
2004		0,02	0,1	122,2	97,3	1,26	2004-06-17	2004-09-29	21	8	0	7	2	0,51	-	0,20	-
2005		0,02	0,3	101,5	75,0	1,35	2005-06-15	2005-08-18	22	7	0	9	1	0,2	-	0,10	-
2002	N 34 Daggan	0,02	0,1	175,2	120,4	1,46	2002-08-12	2002-11-04	19	6	0	6	0	0,68	-	0,26	-
2003	(Halland)	0,02	0,2	186,4	139,6	1,34	2003-05-18	2003-11-08	22	6	0	10	0	0,23	-	0,13	-
2004		0,02	0,1	129,0	102,3	1,26	2004-05-22	2004-10-28	20	7	0	6	0	0,39	-	0,18	-
2005		0,02	0,3	107,9	79,8	1,35	2005-04-27	2005-10-21	22	8	1	4	2	0,94	0,5	0,27	-
2002	M 42	0,02	0,1	256,3	203,2	1,26	2002-07-09	2002-10-30	29	17	8	4	5	2,4	2,0	0,47	1,1
2003	Vemmenhög	0,02	0,2	365,4	294,4	1,24	2003-07-05	2003-11-20	24	16	1	7	9	5,0	1,0	0,70	1,0
2004	(Skåne)	0,02	0,1	245,8	184,5	1,33	2004-08-26	2004-10-28	30	27	9	1	10	3,6	2,0	0,56	0,7
2005		0,02	0,3	436,4	334,4	1,30	2005-07-01	2005-10-31	22	22	3	0	11	1,7	2,0	0,46	1,17

Tabell 4.7. Funn av glyfosat og AMPA i to elver i Sør-Sverige i perioden 2002-2005.

År	Felt	Bestemmelsesgrense (µg/l)		Antall prøver	Antall funn > bestemmelsesgr. ¹		Antall spor > deteksjongr. ²		Maks (µg/l)		Middel (µg/l)	
		Glyfosat	AMPA		Glyfosat	AMPA	Glyfosat	AMPA	Glyfosat	AMPA	Glyfosat	AMPA
2002	Skivarpsån (Skåne)	0,02	0,2	8	5	0	3	1	0,65	-	0,23	-
2003		0,02	0,2	8	7	0	1	3	0,37	-	0,18	-
2004		0,02	0,1	9	8	3	1	3	2,7	0,4	0,46	0,27
2005		0,02	0,3	9	6	0	3	3	0,30	-	0,14	-
2002	Vege å (Skåne)	0,02	0,1	8	6	3	2	4	0,12	2,0	0,08	1,3
2003		0,02	0,2	8	7	2	1	6	0,30	1,0	0,16	1,0
2004		0,02	0,1	9	7	8	2	1	0,54	0,90	0,26	0,44
2005		0,02	0,3	9	8	1	0	7	0,45	2,0	0,17	-

Tabell 4.8 a Enkeltresultater av glyfosat og AMPA i bekker i 2005. (Område M42 har andre prøvetakingstidspunkt etter 12. sept.)

Substans	Det.gr (µg/l)	9 maj	16 maj	23 maj	30 maj	6-7 jun	13 jun	20 jun	27 jun	4 jul	11 jul	18 jul	25 jul	5 sep	12 sep	19 sep	26 sep	03 okt	10 okt	17 okt	24 okt	31 okt	7 nov
Område O 18 Uvered (Västergötland)																							
Glyfosat	0,02	0,12	0,11	0,09	0,10	0,12		0,05	0,07	0,07	0,11	0,38	0,26	0,24	1,00	0,24	0,27	0,26	0,15	0,22	0,79	0,38	0,22
AMPA	0,3											spår	0,60	spår	spår	0,40	spår	0,50	spår	0,40	spår		
Område E 21 Marstrand (Östergötland)																							
Glyfosat	0,02	0,11	spår	spår		0,13		0,06	spår	spår	spår		0,05			spår		spår	spår	spår	0,07	0,20	0,09
AMPA	0,2																						spår
Område N 34 Daggan (Halland)																							
Glyfosat	0,02		0,06					spår		spår	spår	Spår	0,06					0,21	0,59	0,04	0,06	0,94	0,17
AMPA	0,1									spår	spår							0,50				spår	
Område M 42 Vemmenhög (Skåne)																							
Substans	Det.gr (µg/l)	9 maj	16 maj	23 maj	30 maj	6 jun	13 jun	20 jun	27 jun	4 jul	11 jul	18 jul	25 jul	8 nov	14 nov	21 nov	28 nov	5 dec	12 dec	19 dec	27 dec	3 jan	10 jan
Glyfosat	0,02	0,13	0,29	0,11	0,11	0,11	0,08	0,32	0,50	0,36	0,60	1,70	1,70	1,47	0,80	0,48	0,20	0,13	0,21	0,17	0,31	0,22	0,13
AMPA	0,3					spår	spår	spår	spår	spår	spår	1,00	0,50	2,00	spår	spår	spår		spår		spår		

Tabell 4.8 b Anvendt mengde glyfosat fordelt på vår- og høstsprøyting 2005.

	O 18 (Västergötland)		E 21 (Östergötland)		N 34 (Halland)		M 42 (Skåne)	
	Vår	Höst	Vår	Höst	Vår	Höst	Vår	Höst
Anvendt mengde glyfosat (H) (kg /ha)	18,4	70,2	96,8	4,8	17,9	90,1	7,6	428,8
Sum 2005	89		102		108		436	
Jordbruksareal	701		1500		1340		780	
Tilført mengde kg per hektar totalareal	0,13		0,07		0,08		0,56	

Tabell 4.8 c Enkeltresultater av glyfosat og AMPA i elver 2005.

Substans	Det.gr (µg/l)	9 maj	23 maj	7 jun	20 jun	11 jul	15 aug	3 okt	10 okt	15 nov
Skivarpsån (Skåne)										
Glyfosat	0,02	spår	spår	0,09	0,08	0,11	0,10	spår	0,18	0,30
AMPA	0,1						spår		spår	spår
Vege å (Skåne)										
Glyfosat	0,02	0,13	0,10	0,10		0,11	0,45	0,06	0,12	0,28
AMPA	0,1	spår	spår	spår		2,00	spår	spår	spår	spår

Tabell 4.9. Funn av glyfosat i sediment i svenske bekker og elver 2003-2005.

År	Felt	Dato	Bestemmelsesgrense (µg/kg T)	
			(µg/kg T)	(µg/kg T)
2003	O 18 Uvered	26. aug	20	40
2004	(Västergötland)	2. sep	10	100
2005		25. aug	20	80
2003	E 21 Marstrand	26 aug	2	4
2004	(Östergötland)	3 sep	10	30
2005		25. aug	20	-
2003	N 34 Daggan	3 sep	20	300
2004	(Halland)	15 sep	10	-
2005		29. aug	20	Spor
2003	M 42 Vemmenhög	2 sep	20	70
2004	(Skåne)	15 sep	10	300
2005		29. aug	20	400
2003	Skivarpsån (Skåne)	2 sep	20	70
2004		15 sep	10	100
2005		29. aug	20	40
2003	Vege å (Skåne)	2 sep	20	60
2004		16 sept	10	40
2005		30 aug	20	60

Tabell 4.10. Funn av glyfosat i grunnvann.

a

	O 18 (Västergötland)		E21 (Östergötland)	
	Tidspunkt	Glyfosat (µg/l)	Tidspunkt	Glyfosat (µg/l)
2004	April	-	Apr	-
	Aug	-	Aug	-
	Nov	-	Nov	-
2005	16 febr	-	febr	-
	18 apr	-	12 apr	-
	8 aug	-	2 aug	-
	8 nov	Spor-1D ¹	31 okt	-

b

	N 34 (Halland)		M42 (Skåne)	
	Tidspunkt	Glyfosat (µg/l)	Tidspunkt	Glyfosat (µg/l)
2004	Apr	-	13.apr	-
	Aug	-	19.aug	Spor - 1D ¹
	Nov	-	16.nov	0,18 - 2D ²
2005	febr	-	9 feb	Spor - 1G ³
	12 apr	-	6 apr	-
	2 aug	-	21 aug	-
	31 okt	Spor -1D ¹	16 nov	-

Bestemmelsesgrensen for glyfosat var 0,03 µg/l i 2004 og 0,02 µg/l i 2005.

¹ 1D = Lokalitet 1 dyp brønn, ² 2D = Lokalitet 2 dyp brønn ³ 1G = Lokalitet 1 grunn brønn

Dersom vi ser på de enkelte lokalitetene er det en del forskjeller i hyppigheten på gjenfinning. Det er svært høy gjenfinning av glyfosat (99 %) i begge elvene (Skivarpsån og Vege å) som begge ligger i Skåne. Det er også høy gjenfinning av glyfosat i de undersøkte nedbørfeltene; 90 og 99 % i henholdsvis M42 Vemmenhög i Skåne og O18 Uvered i Västergötland. I bekkene E21 Marstrand i Östergötland og N34 Daggan i Halland er det færre påvisninger, henholdsvis 59 og 64 % av prøvene. Dersom vi ser på bruk av glyfosat i nedbørfeltet til bekkene er det betydelig årlige variasjoner i bruk av glyfosat innen felt (Tabell 4.6), men det er også stor variasjon i bruken mellom felt. Dette er nærmere diskutert i kapittel 4.6 i sammenligningen av norske og svenske resultater

Tabell 4.9 viser resultatene fra prøvetakingen av sediment i bekker og elver. Prøvene er tatt i slutten av august og begynnelsen av september i årene 2003-2005. Det er til sammen tatt 18 prøver av sediment og det er påvist glyfosat i 16 av prøvene (88 %). Konsentrasjonene varierer fra 4 til 400 µg/kg TS, gjennomsnittlig 113 µg/kg TS. Det ble også analysert for sediment i 9 svenske bekker i en undersøkelse i 2001. Totalt ble det tatt 15 prøver. Glyfosat og AMPA ble påvist i alle prøver. Glyfosat i konsentrasjoner mellom 20 og 1450 µg/kg TS og AMPA i konsentrasjoner mellom 20 og 1850 µg/kg TS Sundin *et al.*, 2002).

Tabell 4.10 viser resultatene fra overvåkingen av grunnvann. I nedbørfeltet til de fire bekkene ble det i 2004 og 2005 tatt prøver av grunnvann to steder i hvert nedbørfelt og to forskjellige dybder per sted. Totalt er det tatt 112 grunnvannsprøver i perioden. Det ble påvist glyfosat i fem prøver. Fire av påvisningene var bare som spor, dvs det er ikke oppgitt konsentrasjon på funnet da det er under bestemmelsesgrensen. Funnet med oppgitt konsentrasjon var på 0,18 µg/l og ble gjort i feltet M42 Vemmenhög i Skåne. Tre av de fem påvisningene ble gjort i dette feltet og det er også her de høyeste konsentrasjonene i overflatevann er påvist.

4.6 Sammenligning av norske og svenske resultater

Tabell 4.11 viser gjennomsnittlig mengde glyfosat fordelt på alt jordbruksareal i de svenske feltene og noen av de norske feltene.

Tabell 4.11. Gjennomsnittlig bruk av glyfosat i svenske og noen norske felt årene 2002-2005.

Svenske felt	O 18 Uvered i Västergötland	M42 Vemmenhög i Skåne	E21 Marstrand i Östergötland	N34 Daggan i Halland
Kg glyfosat/hektar fordelt på total jordbruksareal	0.23	0.42	0.07	0.11
Gj.snittlig andel areal sprøytet per år	18 %	33%	15 %	8 %
Middeldose: kg glyfosat/hektar der glyfosat er anvendt	1.25	1.28	1.21	1.35
	Skuterud i Akershus	Mørdre i Akershus	Kolstad i Oppland	Vasshaglona i Aust-Agder
Kg glyfosat/hektar fordelt på total jordbruksareal	0.47	0.33	0.29	0.03
Gj.snittlig andel areal sprøytet per år i prosent	39 %	26 %	30 %	3 %
Middeldose: kg glyfosat/hektar der glyfosat er anvendt	1.20	1.24	0.95	1.14

Dersom vi ser på mengden glyfosat brukt og fordeler den på alt jordbruksareal, så har det vært størst bruk i Skuterudfeltet i Akershus. De siste årene (2002-2005) er gjennomsnittlig er 39 % av totalarealet sprøytet, deretter følger M42 Vemmenhög i Skåne (33 %), Kolstad i Oppland (30 %), Mørdre i Akershus (26 %) og O18 Uvered i Västergötland (18 %). Med unntak av Kolstadfeltet er det i disse feltene det påvises mest glyfosat i vannprøver fra bekkene. (Årsak til liten gjenfinning i Kolstadbekken er diskutert i Kapittel 4.4.2.) I de to svenske nedbørfeltene E21 Marstrand i Östergötland og N34 Daggan i Halland er det mindre bruk av glyfosat (henholdsvis på 15 % og 8 % av total jordbruksareal). Vasshaglona i Aust-Agder er et grønnsaksfelt med svært liten bruk (3 %) og bare tatt med for å vise variasjonen mellom felt avhengig av driftsform. Middeldosene av glyfosat varierer litt mellom feltene, men er stort sett på samme nivå i Sverige og Norge.

Det er mest relevant å sammenligne resultatene fra de to svenske feltene M42 Vemmenhög og O18 Uvered med de norske feltene Skuterud og Mørdre. Alle disse feltene har betydelig bruk og funn av glyfosat i nesten alle prøvene. Jordarten i alle disse feltene inneholder mye leire. Det er derfor en betydelig partikkeltransport i alle disse vassdragene (Tabell 4.12), men en del variasjon mellom feltene (Carlsson *et al.*, 2003, 2004, 2005; Kyllmar & Johansson, 2006). Mørdrefeltet skiller seg ut med svært høye gjennomsnittlige konsentrasjoner av SS (suspendert tørrstoff), i dette feltet er det ofte en eller flere enkeltprøver med spesielt høye konsentrasjoner. O18 Uvered har høyere gjennomsnittskonsentrasjoner enn Skuterud, men Vemmenhög ligger en del lavere. I denne sammenhengen må en også ta hensyn til at det er mer nedbør i de norske feltene og større topografiske variasjoner, slik at de norske feltene er mer utsatt for erosjon enn de svenske.

Tabell 4.12. Gjennomsnittlige (vannføringsveide) konsentrasjoner av suspendert tørrstoff i to svenske og to norske bekker i perioden 2002-2005.

	M42 Vemmenhög g/l Q-veid	O18 Uvered g/l Q-veid	Skuterud g/l Q-veid	Mørdre g/l Q-veid
02/01	12	8	103	347
03/02	9	55	101	324
04/03	55	235	59	321
05/04	25	136	53	475
Gj.snitt	25	109	79	367

I de to svenske bekkene (M42 og O18) påvises det hvert år relativt høye konsentrasjoner av glyfosat og AMPA, maks. konsentrasjon pr år er mellom 1 og 5 µg/l. I Skuterud og Mørdre har blandprøvene hatt en maks konsentrasjon pr år på mellom 0,1 og 0,93 µg/l. De noe lavere konsentrasjonene i de norske blandprøvene sammenlignet med de svenske kan skyldes prøvetakingsmetodikken og metoden for

konservering av prøvene. De ordinære stikkprøvene som er tatt fra Skuterud og Mørdre har imidlertid relativt lave konsentrasjoner (maks 0,25 µg/l). Stikkprøvene som er tatt ved nedbørsepisode viser derimot høye konsentrasjoner (maks 4 µg/l). Disse er på nivå med de svenske konsentrasjonene (maks 5 µg/l). Det er grunn til å anta at vi kan ha om lag de samme konsentrasjoner av glyfosat i norske bekker med betydelig partikkeltransport, som det er målt i sammenliknbare svenske bekker.

Når det gjelder AMPA er det en vesentlig forskjell mellom de norske og svenske resultatene. I de norske bekkene er det nesten alltid påvist AMPA når det er funn av glyfosat, mens i de svenske bekkene er det bare påvist AMPA i ca 40 % av prøvene med glyfosat. Dette skyldes først og fremst at bestemmelsesgrensene i Sverige har vært mye høyere enn i Norge. De oppgitte bestemmelsesgrensene har vært fra 10-30 ganger høyere, men det er rapportert spor av AMPA ned til deteksjonsgrensen. Deteksjonsgrensen er ikke oppgitt spesifikt for hver prøver, men har ligget 3-5 ganger lavere enn bestemmelsesgrensen. I de gunstigste tilfellene ligger den svenske deteksjonsgrensen derfor dobbelt så høyt som de norske bestemmelsesgrensene, ofte mye høyere. En kan derfor ta utgangspunkt i de norske resultatene og det er sannsynlig at en som oftest også kan påvise AMPA, dersom det er glyfosat i prøven. Det er imidlertid viktig å være klar over at AMPA er nedbrytningsproduktet til flere kjemiske substanser enn glyfosat (blant annet vaskemidler). Funn av AMPA alene kan derfor ikke kobles direkte til bruk av glyfosat.

4.7 Vurdering av miljørisiko av funn

4.7.1 Påvisninger i overflatevann

Resultatene viser at bruk av glyfosat på jordtyper der det skjer tap av partikler (spesielt leirholdig jord), kan føre til et ikke ubetydelig tap av glyfosat til overflatevann. Sprøyting med glyfosat i nedbørfeltene skjer i hovedsak i en avgrenset tidsperiode om høsten, men glyfosat påvises også i vintermånedene, om våren og på forsommeren. Resultatene viser at det forekommer en utvasking av glyfosat over en lengre tidsperiode etter sprøyting om høsten, og at glyfosat i denne perioden ikke er blitt helt brutt ned. Disse funnene kan derfor tyde på at det skjer en transport av glyfosat til elver og bekker gjennom hele året.

Glyfosat og AMPA er giftig for vannlevende organismer og i JOVA-programmet er det definert miljøfarlighetsgrenser (MF) for stoffene basert på tester av giftighet på alger, dafnier og fisk. Den norske grenseverdien for glyfosat er satt til 28 µg/l ut fra NOEC-verdier (no effect concentrations) og en sikkerhetsfaktor på 10. Metoden brukt i Norge er i tråd med tilrådingen fra *Technical Guidance Document* fra EU (TGD, EC, 2003). AMPA er et lite giftig kjemikalie og det foreligger få tester av giftigheten av dette stoffet og dermed ingen holdepunkter for å definere en NOEC-verdi. Det foreligger imidlertid EC₅₀-verdier for AMPA og grenseverdien er satt til 452 µg/l ut fra en sikkerhetsfaktor på 1000.

De høyeste konsentrasjonene som er målt av glyfosat i Norge og Sverige er henholdsvis 4 og 5 µg/l. Selv om dette er relativt høye konsentrasjoner, så er de langt under den norske MF-verdien. Vi forventer derfor ikke at de påviste konsentrasjonene kan gi skader på organismer i miljøet. De høyeste konsentrasjonene som er målt av AMPA i Norge og Sverige er henholdsvis 0,58 og 2,0 µg/l. Dette er veldig mye lavere enn grenseverdien for miljøfarlighet for AMPA.

Det foreligger få analyser av drikkevann basert på innsjøer, men det har vært gjennomført en systematisk kartlegging av pesticider i drikkevann i Norge. Det ble analysert for glyfosat og AMPA i noen få prøver årene 1999/2000. Totalt ni vannverk ble undersøkt og glyfosat og AMPA ble påvist i lave konsentrasjoner (<0,03 µg/l) i to innsjøer (Vansjø og Ilesjøen) (Fonahn, 2002). Disse funnene var lavere enn grenseverdien for ett pesticid i drikkevann (0,1 µg/l). Denne grenseverdien er satt på generell basis uavhengig av pesticidets toksiske egenskaper. Fordi det er lite undersøkt er det vanskelig å gi sikre vurderinger av risiko for drikkevann. Resultatene viser at glyfosat kan påvises i drikkevann i lave konsentrasjoner, men vi forventer ikke at glyfosat og AMPA normalt vil utgjøre noe problem i forhold til grenseverdien for drikkevann. Fordi glyfosat påvises i relativt høye konsentrasjoner i bekker ved store

nedbørepisoder, er det imidlertid grunnlag for å være restriktiv med bruken av glyfosat i nedbørfeltet til drikkevannskilder av overflatevann.

4.7.2 Påvisninger i grunnvann

Det har vært analysert få prøver av glyfosat i grunnvann i Norge og vi har derfor et lite grunnlag å vurdere risiko ut fra. I de prøvene som er tatt, er det gjort få funn. Glyfosat er imidlertid påvist i noen få prøver i grunnvann i Sverige og i et mer betydelig omfang i Danmark. Det er tatt få prøver av glyfosat i grunnvann i Norge og vi har derfor et lite grunnlag å vurdere risiko ut fra. For lokale brønner ved jordbruksarealer kan vi ikke utelukke at det er en viss risiko for å påvise glyfosat og det er behov for mer prøvetaking av glyfosat i grunnvann for å avklare risiko. Vi forventer imidlertid ikke at glyfosat vil utgjøre noen større risiko for grunnvann i Norge, spesielt fordi de viktige grunnvannsressursene er knyttet til andre jordtyper enn leirjord.

4.7.3 Påvisninger i sediment

Resultatene fra prøvetaking av sediment i bekker og elver i Sverige, tyder på at det transporteres betydelige mengder glyfosat med jordpartikler som sedimenterer i bekker og elver, slik at det kan påvises relativt høye konsentrasjoner i sediment. Effektene på organismer i sediment er i liten grad undersøkt, men basert på resultatene av toksisitetstester for glyfosat og AMPA i vann, så forventer vi ikke at de målte konsentrasjonene vil ha gifteffekter på organismer som lever i sedimentene. Dette bør imidlertid undersøkes nærmere.

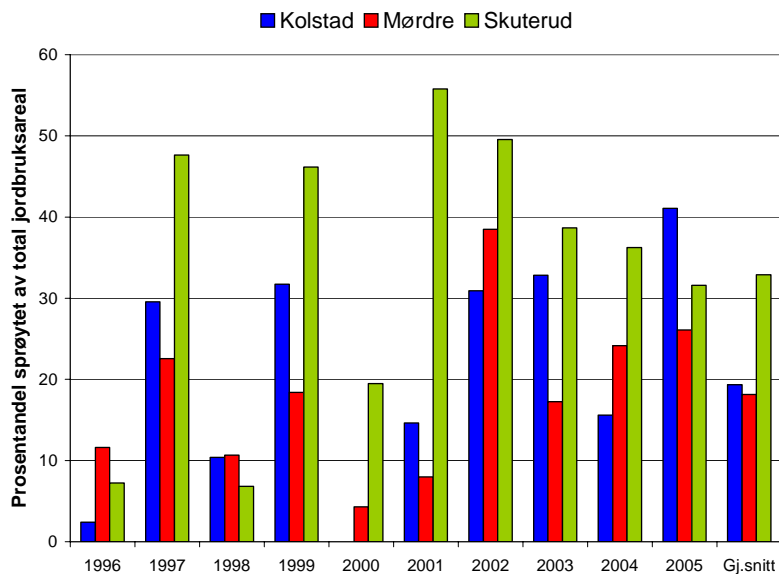
4.8 Valg av jordarbeiding og bruk av glyfosat i utvalgte nedbørfelt i JOVA-programmet

Vi har valgt å studere kornfeltene Mørdre, Skuterud og Kolstad nærmere for å se om det er noen sammenhenger mellom bruken av glyfosat og valg av jordarbeidingsrutiner. I denne sammenhengen blir det også relevant å se på andre forskjeller i dyrkingssystemene slik som andelen høsthvete og fangvekster som mulige forklaringer på de forskjeller i sprøyting som vi ser mellom feltene. Vi har gjort statistiske analyser på resultater fra alle år for å avdekke eventuelle sammenhenger. Analysemetodene som er benyttet: ikke-parametrisk multivariat korrelasjonsberegning (Kendall's Tau) og enveis variansanalyse (Anova, Tukey Kramer HSD). Det er ikke funnet statistisk signifikante sammenhenger mellom jordarbeiding, vekstvalg og glyfosatsprøyting i datamaterialet. Vi ønsker likevel å presentere noen av detaljene i materialet her for å illustrere status, og viser data for perioden 1996-2005 i figurene under.

Mer spesifikt har vi ønsket å teste om datamaterialet styrker eller svekker følgende hypoteser vedrørende kontrollerbare forklaringsfaktorer for registrerte variasjoner i bruk av glyfosat mellom felt:

- Bruk av glyfosat kan variere på grunn av forskjeller i dose.
- Valg av vekst kan påvirke bruk av glyfosat.
- Overvintringstilstand og jordarbeiding vil påvirke bruk av glyfosat.

4.8.1 Glyfosatsprøyting og dose



Figur 4.12. Prosent andel av totalareal som er sprøytet med glyfosat det enkelte år. Kornfeltene Skuterud, Mørdre og Kolstad.

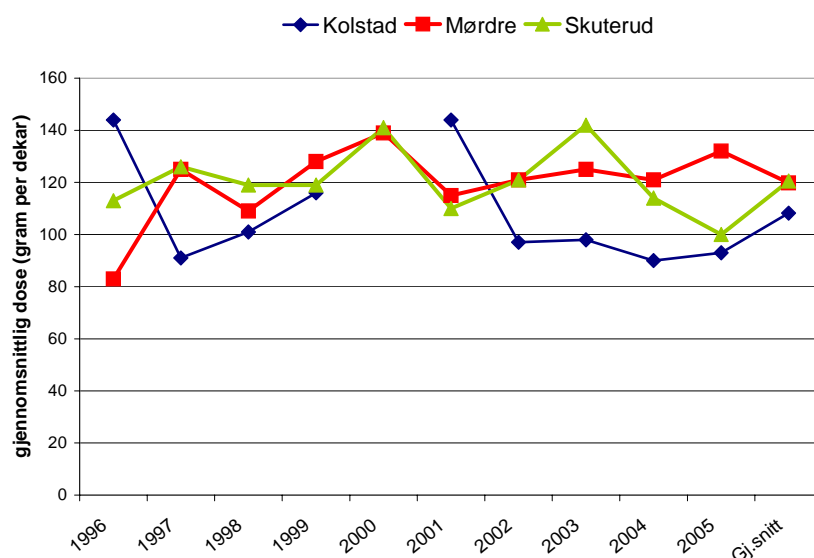
Når vi bare ser på sprøytepraksis, så ser vi at det er store forskjeller mellom år og felt på hvor mye som sprøytes (Figur 4.12 og Tabell 4.13). Skuterud har høyest andel glyfosatsprøyting nesten alle årene og en del år sprøytes nesten halvparten av arealet med glyfosat. Størst andel areal ble sprøytet i 2001 (56 %), laveste andel i 1998 med 7 % sprøyting. Mørdre og Kolstad ligger lavere. Her er høyeste andel sprøyting ca 40 % av arealet, mens i år 2000 var det ingen sprøyting i Kolstad og bare 4 % av arealet ble sprøytet i Mørdre. Den viktigste årsaken til de store årlige variasjonene i sprøyting er trolig knyttet til nedbørsforholdene om høsten. I 2000 kom det ekstreme nedbørsmengder om høsten, spesielt i oktober og november. Også årene 1996 og 1998 hadde mye nedbør og lite glyfosatsprøyting om høsten. Nedbørforholdene påvirker i stor grad mulighetene til å kjøre på jordene. I Skuterud og til en viss grad i Mørdre ser det ut til å være en tendens til at dersom det har vært lite glyfosatsprøyting på arealene ett år, så "tas dette igjen" med mye glyfosatsprøyting neste år.

Tabell 4.13. Gj.snittlig antall sprøytinger og gj.snittlig areal sprøytet i en ti års periode.

Felt	Gj.snitt antall sprøytinger pr 10 år	Gj.snitt areal % sprøytet	Gj.snittlig arealdose pr dekar
Skuterud	3.2	33	120
Mørdre	1.9	18	121
Kolstad	1.6	17	108

I gjennomsnitt over en tiårs periode sprøytes 33 % av arealet i Skuterudfeltet årlig. I Mørdre og Kolstad er sprøytet areal i underkant av 20 %. I løpet av ti år er alt areal i Skuterud, Mørdre og Kolstadfeltet sprøytet henholdsvis 3.2, 1.9 og 1.6 ganger.

Dersom vi ser nærmere på glyfosatdosene som er brukt i feltene (Tabell 4.13 og Figur 4.13) så ligger gjennomsnittlig arealdose per dekar sprøytet areal generelt litt lavere i Kolstad enn i Mørdre og Skuterud. Det er en liten årlig variasjon i dosene, men ingen tendenser til reduserte eller økte doser i perioden. Forskjellen i bruk av glyfosat mellom felt lar seg ut fra dette ikke forklare med forskjeller i doser.

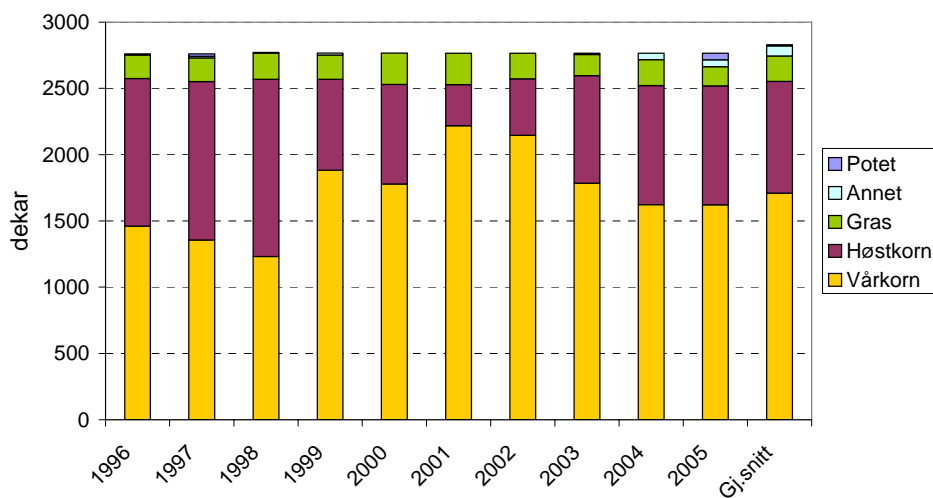


Figur 4.13 Gjennomsnittlig arealdose av glyfosat i kornfeltene per år.

4.8.2 Vekstvalg

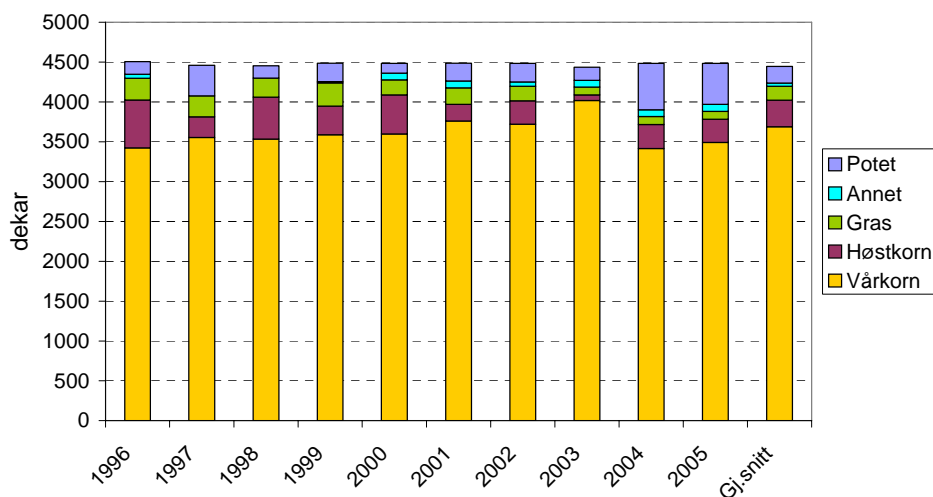
I alle tre feltene er korn den dominerende veksten, men Skuterud skiller seg ut med en stor andel av høstkorn i feltet (Figur 4.14, 4.15 og 4.16) og er også det feltet med størst areal og hyppigst sprøyting med glyfosat. Figurene representerer det arealet som er høstet hvert år. I gjennomsnitt over ti år er 30 % av arealet høstkorn i Skuterudfeltet. I Mørdre er det en relativt liten andel høstkorn, i gjennomsnitt 7 % av arealet, mens i Kolstad dyrkes det bare vårkorn. Kolstad har også en betydelig andel gras (16 %), mens Mørdre har noe mer potet (6 %). Vi fant imidlertid ingen statistisk signifikant sammenheng mellom vekstvalg og glyfosatsprøyting.

Skuterud



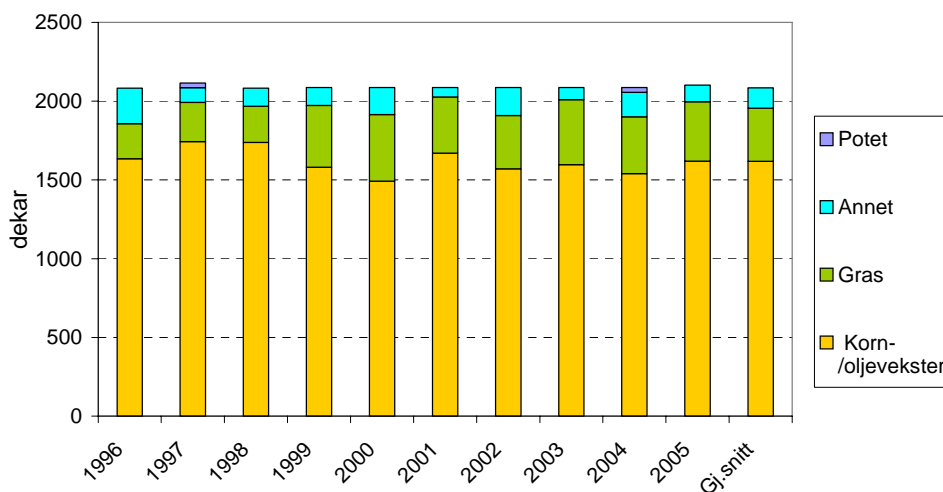
Figur 4.14. Fordeling av vekster i Skuterud over år.

Mørdre



Figur 4.15. Fordeling av vekster i Mørdre over år.

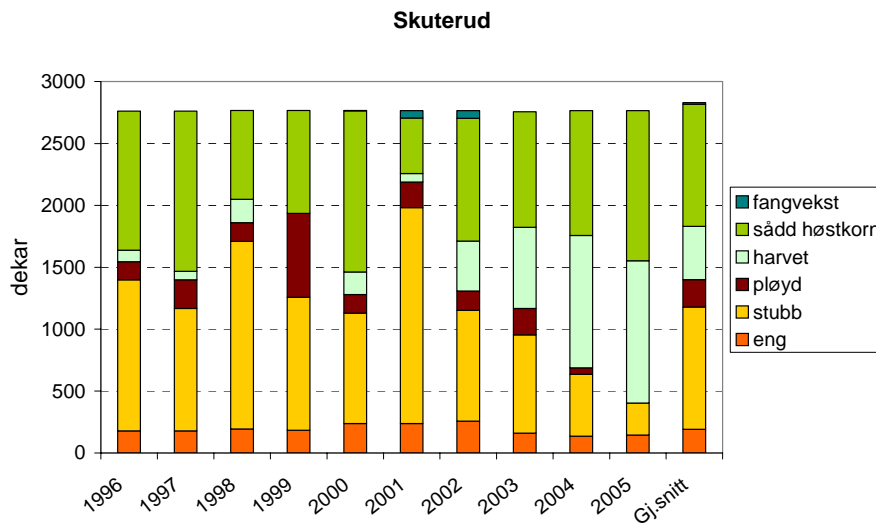
Kolstad



Figur 4.16. Fordeling av vekster i Kolstad over år.

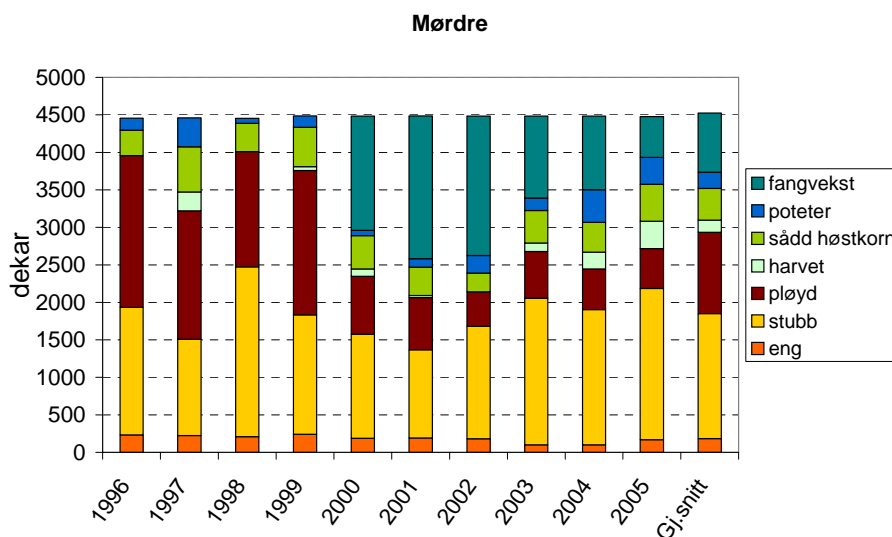
4.8.3 Jordarbeiding og arealtilstand ved overvintring

Det er en del forskjeller i arealtilstand ved overvintring mellom feltene (Figur 4.17, 4.18 og 4.19).



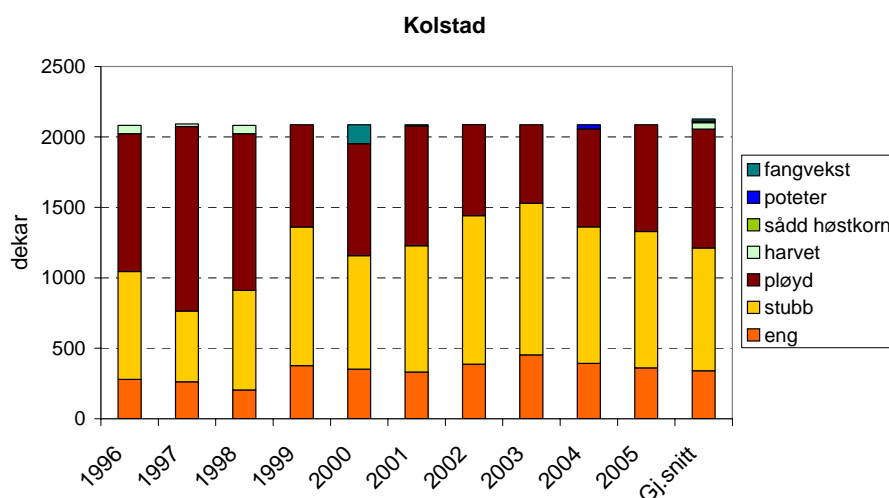
Figur 4.17.

Jordas tilstand om vinteren i Skuterud over år.



Figur 4.18.

Jordas tilstand om vinteren i Mørdre over år.



Figur 4.19.

Jordas tilstand om vinteren i Kolstad over år.

Arealtilstanden gir informasjon om hvor utsatt arealene er for erosjon gjennom vinterhalvåret og om hvilken jordarbeiding som er benyttet. Arealtilstanden er registrert 31. desember hvert år.

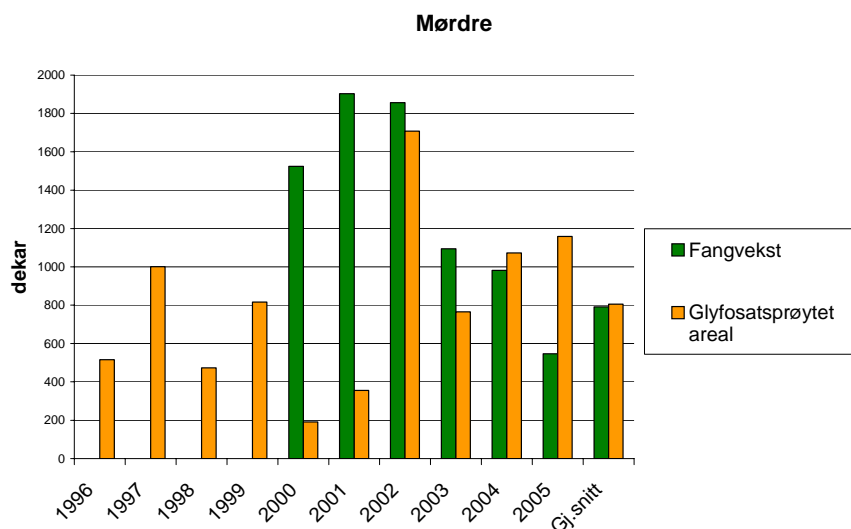
Andelen areal som ligger i stubb er om lag like stor i alle tre feltene (36-42 %), og vil derfor ikke kunne forklare de observerte forskjellene i glyfosatsprøyting mellom feltene i nevneverdig grad. Men, det er relativt store forskjeller i arealtilstanden ellers. Andelen pløyd areal er størst i Kolstad (40 %), mens Mørdre har 24 % av arealet pløyd. I Skuterud ligger bare 8 % som pløyd areal om vinteren. Her er imidlertid 36 % av arealet høstkorn og andelen høstkorn er liten i Mørdre (9 %) og ingen i Kolstad. Arealene som ligger i høstkorn er som oftest pløyd før såing av høstkorn.

Siden det er spesielt mye høstkorn i Skuterud, er det interessant å se om det er noen direkte sammenheng mellom andelen høstkorn og hvor stort areal som er sprøytet med glyfosat det enkelte år. Figur 4.20 viser ved første øyekast ingen sammenheng mellom høstkorn og glyfosatsprøyting. Det ser ut til at det er mer glyfosatsprøyting jo mindre areal med høstkorn i årene 1999, 2001 og 2002, mens noen år med lite glyfosatsprøyting er det mye høstkorn (1996, 1998). I 1997 var det både mye høstkorn og glyfosatsprøyting. Denne vekstsesongen var varm og tørr med tidlig høsting av vårkorn i Østlandsområdet, og trolig hadde en god tid til glyfosatbekjemping også før såing av høstkorn. Andre år har man ofte ikke tid til å sprøyte med glyfosat før såing av høstkorn, dessuten blir det for det meste pløyd. De siste årene (2003-2005) var arealene med høstkorn og arealene som ble sprøytet med glyfosat om lag like store.



Figur 4.20. Høstkornareal og glyfosatsprøytet areal i Skuterudbekken.

Det spesielle i Mørdre er en stor andel fangvekster i feltet. Spesielt i årene 2000-2002 var det mye fangvekster. Fangvekstene sås samtidig med kornet om våren og disse arealene blir derfor ikke sprøytet med glyfosat om høsten. De to første årene da det var mye fangvekst i Mørdre var det relativt liten sprøyting av glyfosat. De senere år er det ingen sammenheng mellom fangvekst og glyfosatsprøyting.



Figur 4.21. Fangvekstareal og glyphosatsprøytet areal i Mørdre.

Figur 4.22, 4.23 og 4.24 viser andelen vår- og høstpløyd areal i prosent av totalareal hver år, samt andelen areal som er glyphosatsprøytet. I tillegg til pløying er det mye areal som bare harves.

Pløying og harving er de to dominerende jordarbeidingsmetodene i alle tre feltene. Direktesåing forekommer ikke og andelen areal som freses er så liten at en i praksis kan se bort fra denne jordarbeidingsmetoden. Fordelingen mellom pløyd og harvet areal går fram av Figur 4.25, 4.26 og 4.27. Arealet som oppgis som harvet er det arealet som er harvet vår eller høst, men ikke pløyd inneværende år. Arealet kan imidlertid være pløyd høsten før og så harvet om våren. Ett areal kan også være harvet eller pløyd to ganger samme år (både om våren og høsten). Prosentandelen areal som pløyes eller harves hvert år blir derfor betydelig over 100 % av arealet.

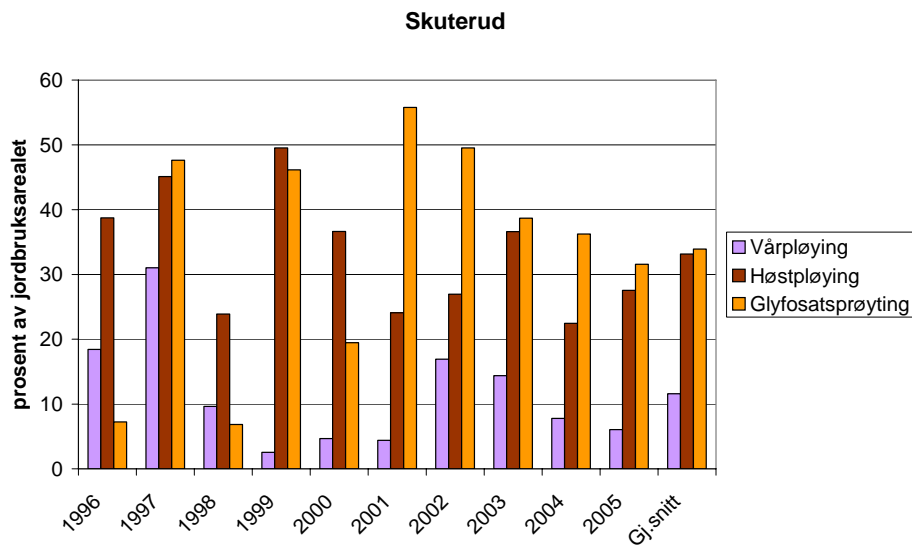
Det er betydelig forskjell mellom feltene på hvor stor andel som høstpløyes og vårpløyes. I Skuterud ligger andelen av arealet som høstpløyes på vel 30 %, mens vårpløyd areal bare er i overkant av 10 %. Det er derfor en stor andel areal som harves. I gjennomsnitt siste 10 år er 60 % av arealet blitt harvet (Figur 4.25). Andelen harvet areal har økt kraftig de siste fem årene og i 2005 ble mer enn 100 % av arealet harvet vår og/eller høst.

I Mørdre har det også vært en endring av jordarbeidingsmetode de ti siste årene. Før 2000 var det størst andel høstpløying, mens senere år har en større andel av arealet blitt pløyd om våren. I gjennomsnitt har andelen vårpløying ligget på 45 % mens vel 30 % av arealet har blitt høstpløyd. Andelen areal som bare harves er mindre i dette feltet enn i Skuterud (37 %), mens andel pløyd areal (vår og/eller høst) i gjennomsnitt over år er høy (72 %).

I Kolstad er det høstpløying som dominerer. Andelen høstpløyd areal blitt redusert de siste ti årene (gj.snitt 41 %), mens andel vårpløyd areal har økt noe (gj.snitt 14 %). Det er imidlertid en relativt stor andel av arealene i Kolstad som bare harves (56 %), mens 54 % blir pløyd (vår og/eller høst).

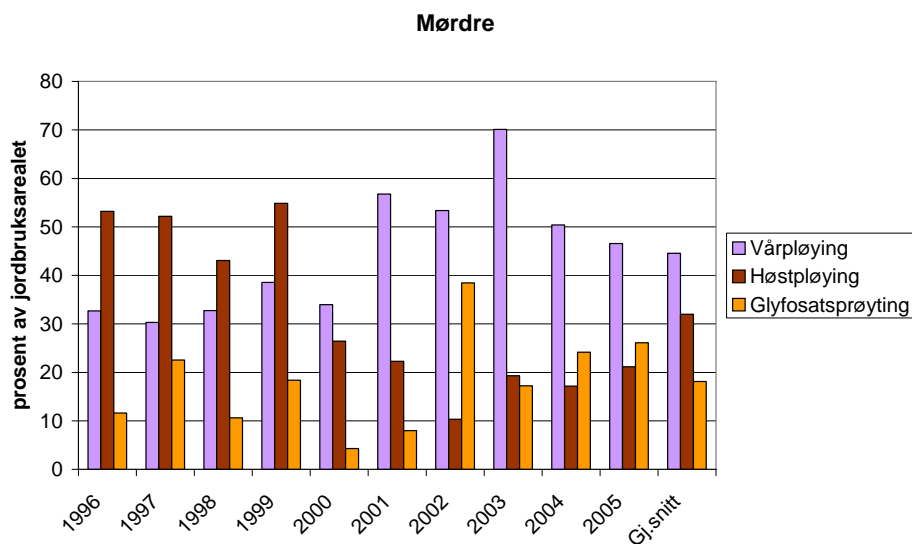
Ingen av analysene for å se om det er sammenhenger i datamaterialet mellom jordarbeiding, vekstvalg og glyphosatsprøyting, viser signifikante sammenhenger. Hovedårsaken til at glyphosatsprøytingen ligger høyere i Skuterud enn i de to andre feltene kan nok likevel knyttes til den høye andelen høstkorn i omløpet. Årsaken til at dette ikke kommer tydelig fram i analysen er trolig at den økte sprøytinga hovedsakelig blir utført i de årene det ikke dyrkes høsthvete, da det ofte ikke er tid til dette før såing av høsthvete.

Mer detaljerte analyser på enkeltjorder og gårder er også gjort (resultater ikke vist her), uten at de ga klarere indikasjoner på om noen av de nevnte faktorene kan forklare noe av variasjonene i glyphosatsprøytingen. Store variasjoner i værforhold mellom år, bidrar trolig til fraværet av klare trender i datamaterialet.



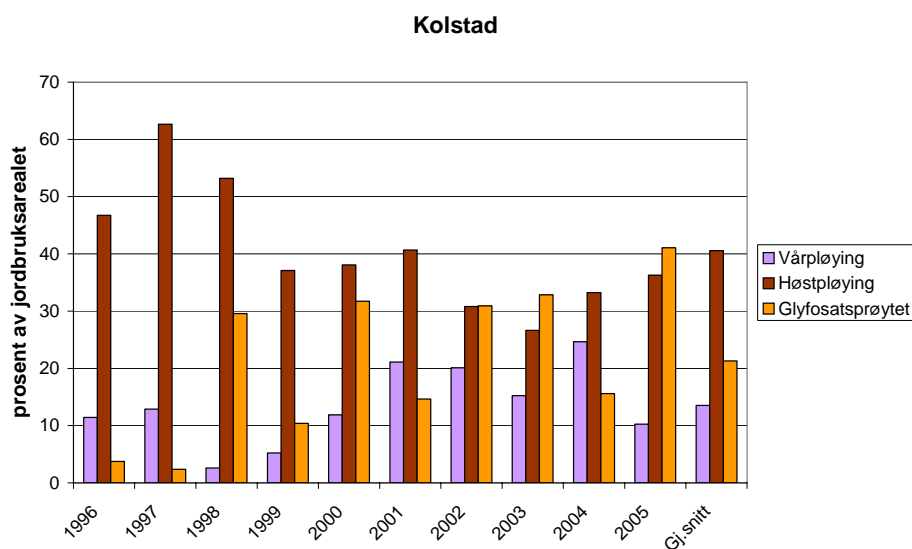
Figur 4.22.

Pløying og glyfosatsprøyting i Skuterud over år.



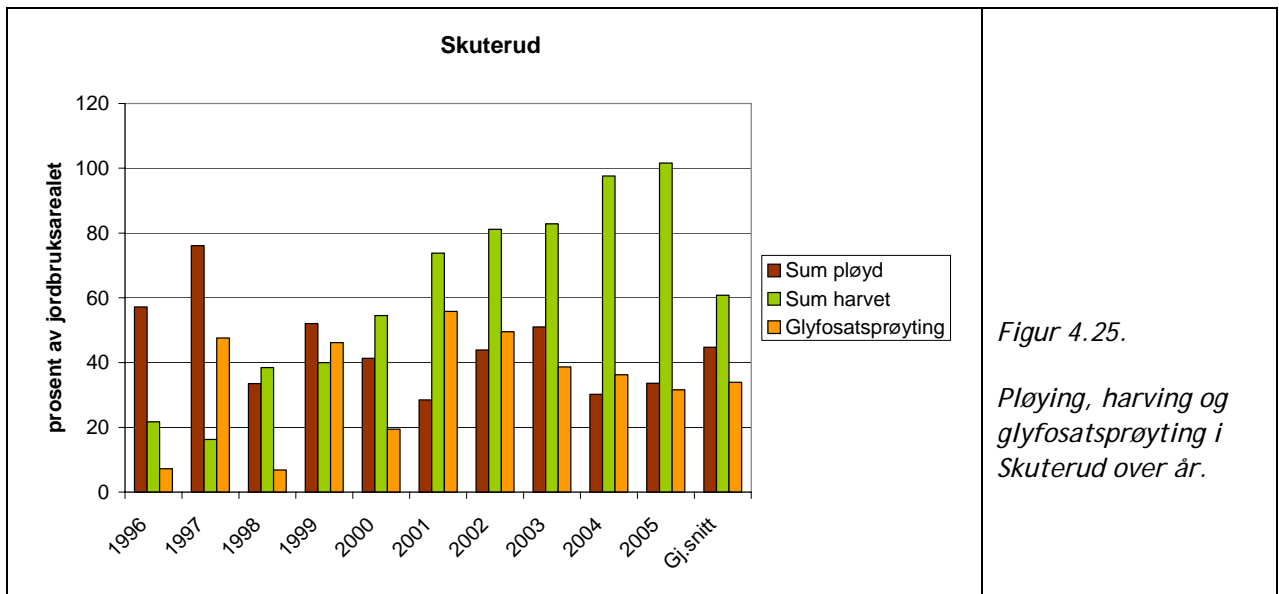
Figur 4.23.

Pløying og glyfosatsprøyting i Mørdre over år.



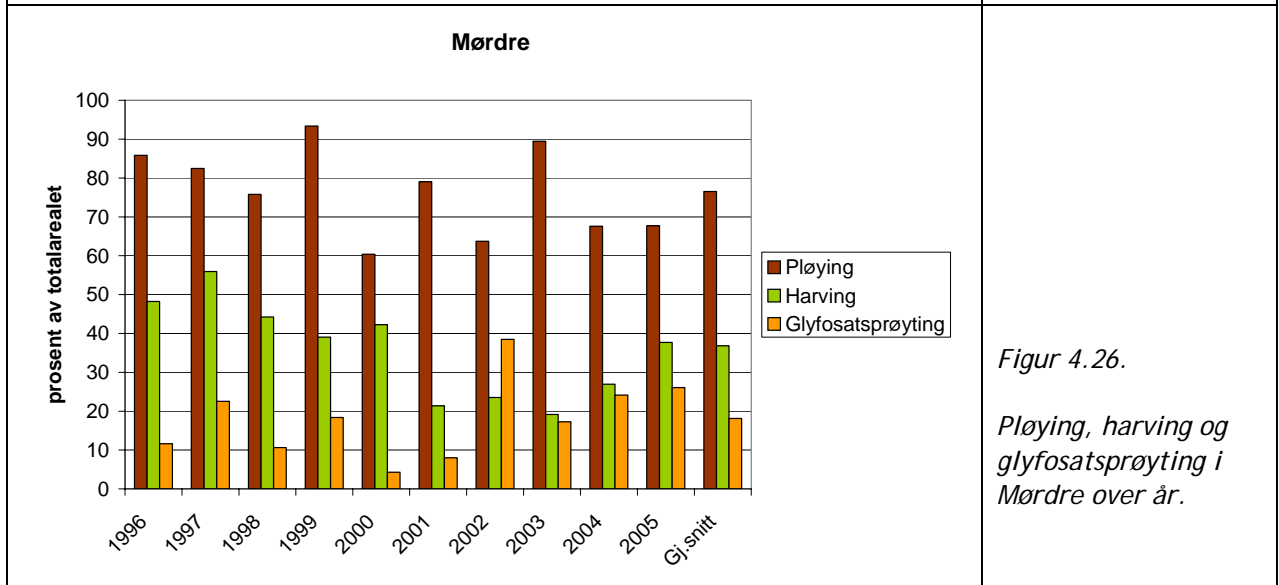
Figur 4.24

Pløying og glyfosatsprøyting i Kolstad over år.



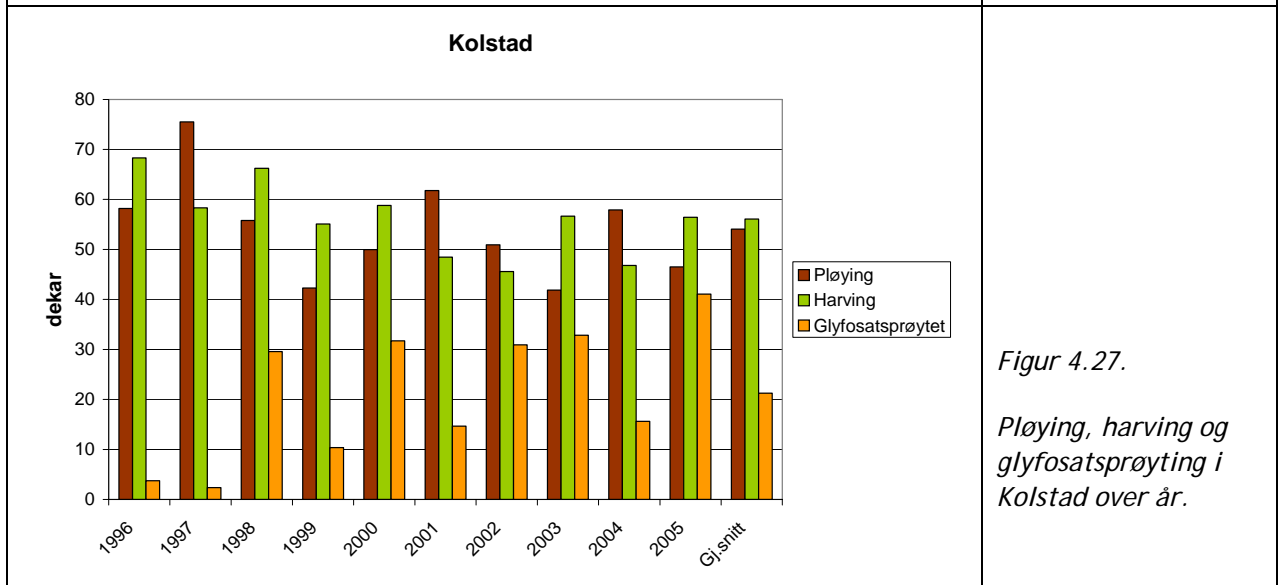
Figur 4.25.

Pløying, harving og glyfosatsprøyting i Skuterud over år.



Figur 4.26.

Pløying, harving og glyfosatsprøyting i Mørdre over år.



Figur 4.27.

Pløying, harving og glyfosatsprøyting i Kolstad over år.

4.9 Konklusjoner

I Norge er det gjort funn av glyfosat og/eller AMPA i 92 % av prøvene av bekkevann. Som oftest påvises både glyfosat og AMPA i prøvene. De høyeste konsentrasjonene av glyfosat påvises like etter sprøyting og avtar med tiden etter sprøyting. Laveste konsentrasjoner ble påvist i juni og juli i forkant av sprøyteperioden om høsten. Også konsentrasjonen av AMPA har en tendens til å avta med tiden etter sprøyting, men tendensen er ikke så klar som for glyfosat. Hvis en ser på resultatene fra alle bekkene, ligger AMPA-konsentrasjonen på om lag 25 % av konsentrasjonen av glyfosat. Resultatene fra Sverige viser en del forskjeller i hyppigheten på gjenfinning mellom bekker. Det er svært høy gjenfinning av glyfosat (99 %) i de to undersøkte elvene som ligger i Skåne. Det er også høy gjenfinning (90 og 99 %) av glyfosat i to av de fire undersøkte nedbørfeltene. I de to andre lokalitetene er det noe færre påvisninger, funn i 59 og 64 % av prøvene.

Resultatene viser at bruk av glyfosat på jordtyper der det skjer tap av partikler (spesielt leirholdig jord), kan føre til et ikke ubetydelig tap av glyfosat til overflatevann. Det måles relativt høye konsentrasjoner av glyfosat og AMPA under nedbørsepisoder om høsten. Konsentrasjonene i avrenningsvannet har en tendens til å øke med vannføring. Det forekommer en utvasking av glyfosat over en lang tidsperiode etter sprøyting om høsten, dette indikerer at glyfosat brytes relativt langsomt ned under norske forhold. Disse funnene kan derfor tyde på at det skjer en transport av glyfosat til elver og bekker gjennom hele året.

Glyfosat og AMPA er giftig for vannlevende organismer og i JOVA-programmet er det definert miljøfarlighetsgrenser (MF) for stoffene basert på tester av giftighet på alger, dafnier og fisk. Den norske grenseverdien for glyfosat er satt til 28 µg/l ut fra NOEC-verdier (no effect concentrations) og en sikkerhetsfaktor på 10. Grenseverdien for AMPA er satt til 452 µg/l. De høyeste konsentrasjonene som er målt av glyfosat i Norge og Sverige er henholdsvis 4 og 5 µg/l. Selv om dette er relativt høye konsentrasjoner, så er de langt under den norske MF-verdien. Vi forventer derfor ikke at de påviste konsentrasjonene kan gi skader på organismer i miljøet. De høyeste konsentrasjonene som er målt av AMPA i Norge og Sverige er henholdsvis 0,58 og 2,0 µg/l. Dette er veldig mye lavere enn grenseverdien for miljøfarlighet for AMPA.

Det har vært analysert få prøver av glyfosat i grunnvann i Norge og vi har derfor et lite grunnlag å vurdere risiko ut fra. I de prøvene som er tatt, er det gjort få funn. Glyfosat er imidlertid påvist i noen få prøver i grunnvann i Sverige og i et mer betydelig omfang i Danmark. For lokale brønner ved jordbruksarealer kan vi ikke utelukke at det er en viss risiko for å påvise glyfosat og det er behov for mer prøvetaking av glyfosat i grunnvann for å avklare risiko. Vi forventer imidlertid ikke at glyfosat vil utgjøre noen større risiko for grunnvann i Norge, spesielt fordi de viktige grunnvannsressursene er knyttet til andre jordtyper enn leirjord. Resultatene fra prøvetaking av sediment i bekker og elver i Sverige, viser betydelige funn av glyfosat i sedimenter. Dette tyder på at det transporteres betydelige mengder glyfosat med jordpartikler som sedimenterer i bekker og elver. Effektene på organismer i sediment er i liten grad undersøkt, men basert på resultatene av toksisitetstester for glyfosat og AMPA i vann, så forventer vi ikke at de målte konsentrasjonene vil ha gifteffekter på organismer som lever i sedimentene. Dette bør imidlertid undersøkes nærmere.

Vi har valgt å studere kornfeltene Mørdre, Skuterud og Kolstad nærmere for å se om det er noen sammenhenger mellom bruken av glyfosat og valg av jordarbeidingsrutiner. I denne sammenhengen blir det også relevant å se på andre forskjeller i dyrkingssystemene slik som andelen høstvetete og fangvekster som mulige forklaringer på de forskjeller i sprøyting som vi ser mellom feltene. Vi har gjort statistiske analyser på resultater fra alle år for å avdekke eventuelle sammenhenger. Det er ikke funnet statistisk signifikante sammenhenger mellom jordarbeiding, vekstvalg og glyfosatsprøyting i datamaterialet. Men det synes som om felt med stor andel høstvetete også har en større arealandel som sprøytes med glyfosat. Denne sprøytinga gjøres hovedsakelig i de år det ikke dyrkes høstvetete, da det ofte ikke er tid til sprøyting før såing av høstvetete. Å påvise sammenhenger mellom type jordarbeiding og glyfosatbruk vil være vanskelig fordi det er vanskelig å isolere effekten av harving og pløying til den enkelte vekstsesong. Det kan for eksempel tenkes at arealet blir harva om høsten og pløyd neste vår. Likeens kan det tenkes at feltet blir pløyd om våren før såing av vårkorn og pløyd eller harva igjen samme året før såing av høstkorn. Dette er tiltak som vil påvirke behovet for sprøyting.

5. Avrenning av glyfosat og nedbrytningsproduktet AMPA fra felt med ulik jordarbeiding

5.1 Innledning

Jordarbeiding påvirker jordprofilens fordeling av plantevernmidler. Pløying/harving har spesielt stor betydning for plantevernmidler med stor affinitet for jordpartikler slik som glyfosat. Plantevernmidler som er lokalisert i et konsentrert overflatesjikt føres dypere ned i jorda ved jordarbeiding. Plantevernmidlenes fordeling i jorda, kan innvirke på avrenningsmønsteret, og gi opphav til ulik avrenning av plantevernmidler for ruter med ulik jordarbeiding.

Avhengig av jordas infiltrasjonskapasitet, vil en stor eller liten andel av vannet trenge ned gjennom jorda, og eventuelt komme ut i drencsystemet. Tilstedeværelse av makroporer kan øke andelen av drencavrenning. Vannets strømningsmønster vil ha en stor innvirkning på mengden plantevernmidler som tapes fra feltene, og forsøksruter som separerer overflate- og grøfteavrenning er derfor en stor fordel.

Ved å gjennomføre feltforsøk i liten skala, slik som i rutforsøk, er det mulig å studere avrenning av plantevernmidler under kontrollerte forsøksbetingelser, samtidig som forsøksrutene er eksponert for naturlige klimaforhold.

Viktige problemstillinger som er undersøkt her er:

- Innvirkning av jordarbeiding (ruter som 1: høstharves + vårharves og 2: kun vårharves) på tap av glyfosat og AMPA i løst og partikulær form (kun vårharving innenfor forsøksperioden).
- Betydning av drencavrenning sammenlignet med overflateavrenning for tap av glyfosat og AMPA
- Nedbrytning av glyfosat med tiden - studert ved forholdet mellom glyfosat og AMPA.

5.2 Metodikk

5.2.1 Feltbeskrivelse

Askimfeltet ble planert, grøftet og anlagt i 1986. I feltforsøket inngikk to behandlinger, ruter som blir harvet om våren (rutene 1 og 2: SH), og ruter som blir harvet om høsten og våren (rutene 3 og 4: AH). Skisse av forsøksfeltene er gitt i Vedlegg I, og Figur 5.1 viser feltene ved sprøyting høsten 2006. Harvingen blir utført med rotorharv med harvedybde 8-10 cm, og er såpass kraftig at dekningsgraden av halm etter høstharving er tilnærmet null, altså tilsvarende som etter pløying. Ved harving vil imidlertid jorda bli blandet jevnere i hele harvedypet (0-10 cm), mens ved pløying vil jorda i større grad vendes. Glyfosat i overflatesjiktet vil bli forflyttet til nedre del av plogsjiktet (20-25 cm, avhengig av pløyedyp) ved pløying. Dette kan bidra til lavere glyfosatkonsentrasjoner i overflatesjiktet ved pløying sammenliknet med harving. I forsøksperioden ble det kun foretatt høstharving (AH). Følgelig ble de andre rutene (SH) ikke jordarbeidet i denne perioden.

Rutene er 26 m lange og 6,2 m brede. Feltet ligger i hellende terreng (13 % helning). Fra både rutene 1+2 og rutene 3+4 blir det registrert overflate- og drencavrenning ved hjelp av vippekar. Antall vipp er et mål på mengde avrenning. Avlesningen skjer hver 1-5 uke avhengig av avrenningsvolum. Vannproporsjonale prøver, blir tatt fra både overflate og drencavrenning, ved at det blir samlet opp et gitt prøvevolum etter hvert vipp. For hver rute registreres overflateavrenning, mens drencavrenningen

er slått sammen for to og to ruter med lik behandling. Analyser er foretatt på sammenslåtte prøver for både overflate- og drensavrenning (avrenning fra to ruter med lik behandling).



Figur 5.1. Forsøksfelt i Askim ved sprøyting 14.09.06.

5.2.2 Jordtype

Feltet består av planert mellomleire (Tabell 5.1a og b) med lavt innhold av organisk karbon, dårlig aggregatstruktur, og er svært erosjonsutsatt. Bortsett fra en noe høyere andel med grovt materiale i rutene som høstharves, er jordegenskapene relativt like (Tabell 5.1a og b). Videre har rutene som kun vårharves et tettere innslag av grøfter, noe som kan påvirke drensforløpet.

Tabell 5.1 a og b: Jordegenskaper for forsøksrutene på Askim i to ulike sjikt: 0-20 cm and 40-60 cm (Lundekvam, 1993). Rutene er harvet om våren (SH) og om høsten og våren (AH).

a)

Jordb.	Dybde (cm)	pH	Tot. C (%)	Tot. N (%)	Tot. P (mg/100g)	P-Al (mg/100g)	K-Al (mg/100 g)
SH	0-20	6,9	0,9	0,10	74	7,8	9,0
SH	40-60	7,6	0,7	0,07	75	7,3	9,7
AH	0-20	6,8	1,1	0,11	69	6,3	8,7
AH	40-60	7,3	0,7	0,08	73	8,8	9,5

b)

Jordb.	Dybde (cm)	Leir (%)	Silt (%)	Sand (%)	Rest (%)	Tetthet	Pore volum (%)	Dren. pore-volum (%)
SH	0-20	31	63	6	4			
SH	40-60	30	65	5	3			
AH	0-20	25	56	19	21	1,40	40,7	5
AH	40-60	32	60	18	7			

5.2.3 Behandling av feltene

Rutene ble sprøytet med glyfosat 14. september 2006. Det ble sprøytet 1440 g v.s./ha av preparatet Roundup Eco (se også separate vedlegg bak i rapporten). For å følge vanntransporten ble det tilsatt kaliumbromid (5 kg/daa) ved samme tidspunkt som sprøytingen. Rute 3 og 4 ble harvet 20. oktober 2006, følgelig i overkant av en måned etter sprøyting. Behandlingen av feltene er oppsummert i Tabell 5.2.

Tabell 5.2: Behandling av rutene på Askim. SH = vårharving og AH = høst- og vårharving

	SH	AH
Tilsetning av glyfosat og Br- (dato)	14.09.2006	14.09.2006
Glyfosat (g v.s./ha)	1440	1440
Bromid (kg/ha)	33,6	33,6
Harving (dato)		20.10.2006

5.2.4 Analyser

Glyfosat og AMPA

Plastflasker med vannprøver ble oppbevart kjølig og mørkt (oppbevaring 1- 3 dager) inntil levering på Bioforsk lab for analyse av glyfosat og nedbrytningsproduktet AMPA. På Bioforsk lab ble prøvene konservert med HCl og analysert etter metode M48. Analysene ble foretatt på klar væske etter surgjøring og henstand av prøvene. Dagens vannmetode (M48) analyserer bare for løst glyfosat/AMPA. For å gi et anslag over mengden av glyfosat og AMPA som kan være bundet til partikler, ble det utført et eget sorpsjonsforsøk med jord fra Askim (0-20 cm).

Partikkelbundet glyfosat

Jord fra Askimfeltet ble lagret i frossen tilstand inntil forsøksstart. Bestemmelse av partikkelbundet glyfosat foregikk etter følgende oppsett:

Dag 1. 0,6 g våt jord (tilsvarer 0,50 g tørr jord) ble veid inn i sentrifugeflasker av teflon og tilsatt 5 ml 0,01 M CaCl₂, og ristet i 1 døgn ved romtemperatur. Ristingen var skånsom (langsom end over end) og foregikk i et mørkt rom.

Dag 2. Jordsuspensjonen ble tilsatt 195 ml Milli-Q vann som på forhånd var tilsatt 400 µl av hhv glyfosat eller AMPA standard (kons. 0,5 µg/ml). Suspensjonen ble forsiktig ristet i 1 døgn (mørkt).

Dag 3. Etter henstand over natten på kjølerom ble suspendert stoff (SS) separert fra løsningen, og den klare væsken ble analysert for glyfosat og AMPA etter metode M48.

Konsentrasjoner: Tilsetning av 0,20 µg av hhv glyfosat eller AMPA til 200 ml væske tilsvarer 1,00 µg/l. 0,50 g jord i 200 ml væske tilsvarer 2,5 g SS/l.

Bromid og turbiditet

Analysen av bromid ble utført med ioneselektiv elektrode. Turbiditet ble analysert med et turbidimeter som registrerer lysspredning fra partikler i løsningen. På et utvalg av prøvene ble det bestemt mengde tørrstoff. For gjenværende prøver ble tørrstoff beregnet på grunnlag av sammenhengen mellom tørrstoff og turbiditet.

5.3 Resultater og diskusjon

5.3.1 Klimaforhold og avrenning

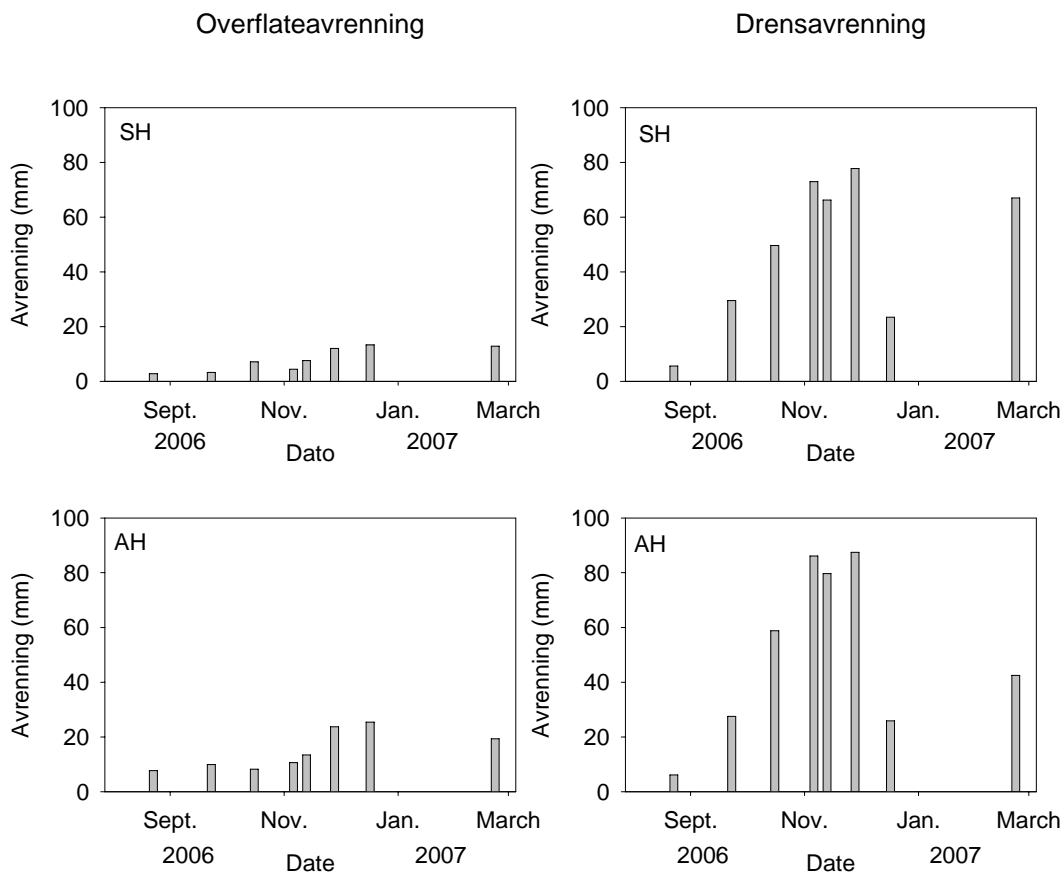
Nedbørsoverskudd er en forutsetning for avrenning av pesticider. Stor avrenning er gjerne knyttet til flomepisoder om høsten og smelteperioder senvinter/vår. Årlige variasjoner i klimaforhold gir imidlertid opphav til varierende avrenningsforhold. I perioden 1986-2006, varierte årlig overflate- og drensavrenning på Askim i området: tilnærmet 0 - 410 mm og 80-560 mm. Overflateavrenningen fra rutene som blir høstharvet (AH) ligger generelt likt eller noe høyere enn rutene som ikke høstharves (SH). De årlige variasjonene følger samme mønster for rutene som blir høstharvet og vårharvet (Lundekvam, 2006 (intern rapport)).

I perioden 1. september -31. mars falt det 745 mm nedbør mot 454 mm for normalperioden 1960-1990). Den undersøkte perioden som helhet var følgelig svært nedbørrik (Tabell 5.3). Nedbør og avrenningsforhold rett etter sprøyting er spesielt viktig med hensyn på tap av pesticider. Både oktober, november og desember mottok svært store nedbørsmengder. I november kom det hele 185 mm mot 79 mm i normalperioden.

Tabell 5.3: Månedsnedbør (mm) og middeltemperatur (°C) for Ås i perioden 1. September 2006 - 31. Mars 2007. Verdier for normalperioden (1960-1990) er gitt i kursiv.

År Måned	2006				2007		
	S	O	N	D	J	F	M
Nedbør (mm)	120 <i>(90)</i>	157 <i>(100)</i>	185 <i>(79)</i>	112 <i>(53)</i>	82 <i>(49)</i>	41 <i>(35)</i>	48 <i>(48)</i>
Temp. (°C)	14,3 <i>(10,6)</i>	8,2 <i>(6,2)</i>	4,1 <i>(0,4)</i>	2,5 <i>(-3,4)</i>	-1,4 <i>(-4,8)</i>	-3,6 <i>(-4,8)</i>	3,7 <i>(-0,7)</i>

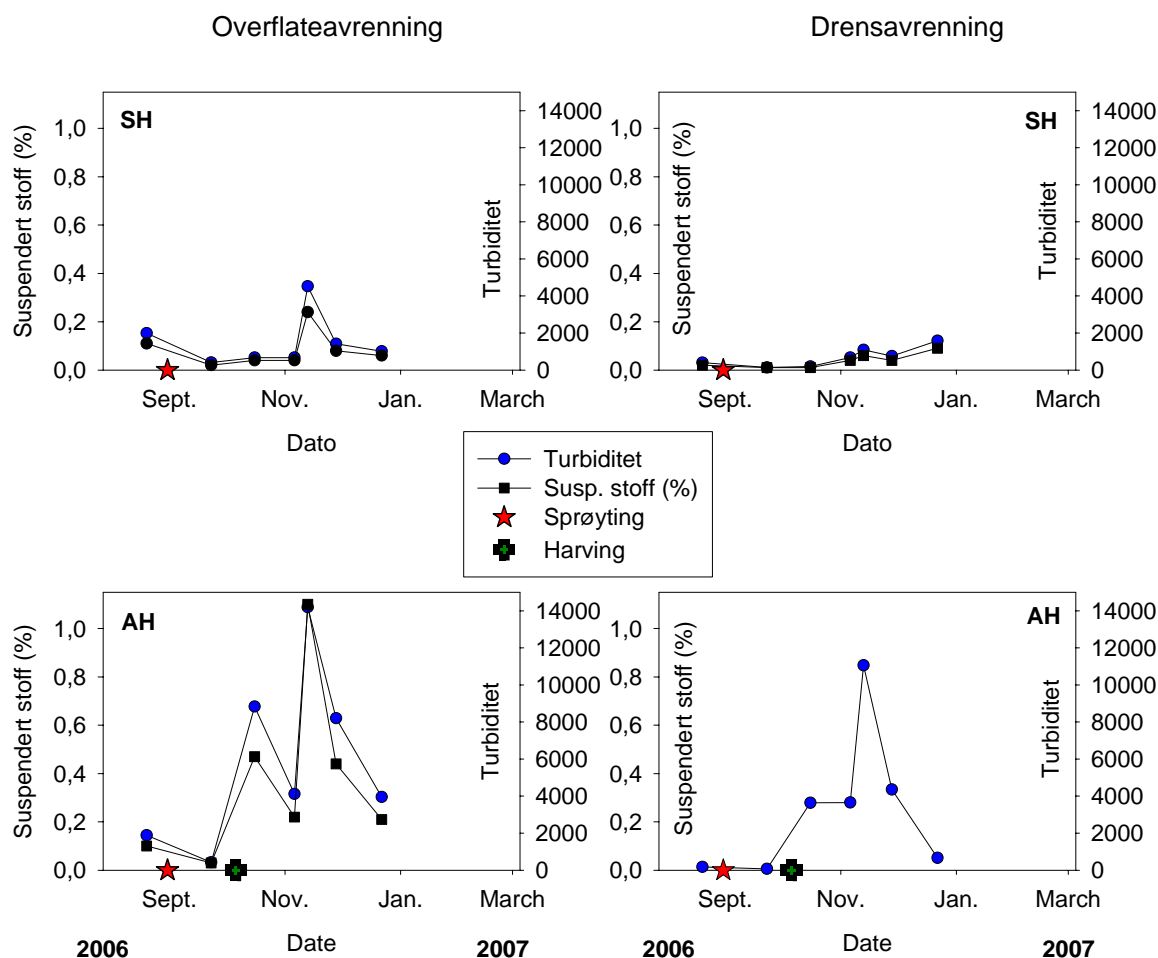
Drensavrenning dominerte klart over overflateavrenning i forsøksperioden (Figur 5.2). I forsøksperioden var drensavrenningen bortimot 400 mm for både rutene som ble høstharvet (AH) og ikke høstharvet (SH) (Figur 5.2 og Tabell 5.4). Rutene som ble høstharvet hadde noe større drensavrenning i november og desember sammenlignet med rutene som kun vårharves. I perioden januar-mars var derimot drensavrenningen noe høyere for rutene som kun vårharves. Generelt var overflateavrenningen høyere for rutene som ble høstharvet sammenlignet med rutene som kun vårharves, henholdsvis 111 mm og 61 mm.



Figur 5.2. Transport av vann fra forsøksrutene på Askim i form av overflate- og drensavrenning (mm). Rutene vårharves (SH) og høst- og vårharves (AH). Innenfor forsøksperioden er det kun foretatt høstharving.

5.3.2 Tap av partikler fra Askimfeltet

Glyfosat viser stor binding til overflaten av partikler, og er klassifisert som lite mobilt. Det er derfor antatt at partikkeltap fra feltene, kan innvirke på tapet av glyfosat. Feltene ble harvet 20. oktober 2006, og store nedbørmengder rett etter harving, resulterte i stor partikkeltransport fra de harvede feltene (30.10.06), spesielt via overflateavrenningen (Figur 5.3). Partikkeltransporten økte ytterligere i slutten av november (27.11.06) med markante topper både i overflate- og drensavrenningen. Rutene med bare vårharving viste også en liten økning i suspendert stoff 27. november, men økningen var mye mindre markert. Stor partikkeltransport via drensvannet indikerer at det foregår erosjon og transport via makroporer (sprekker og store porer). Selv om partikkelkonsentrasjonen er høyere i overflate- enn i drensavrenning, resulterer den store vanntransporten gjennom drenssystemet at partikkeltapet via drensavrenningen klart dominerer over partikkeltapet (fluksen) i overflateavrenningen.

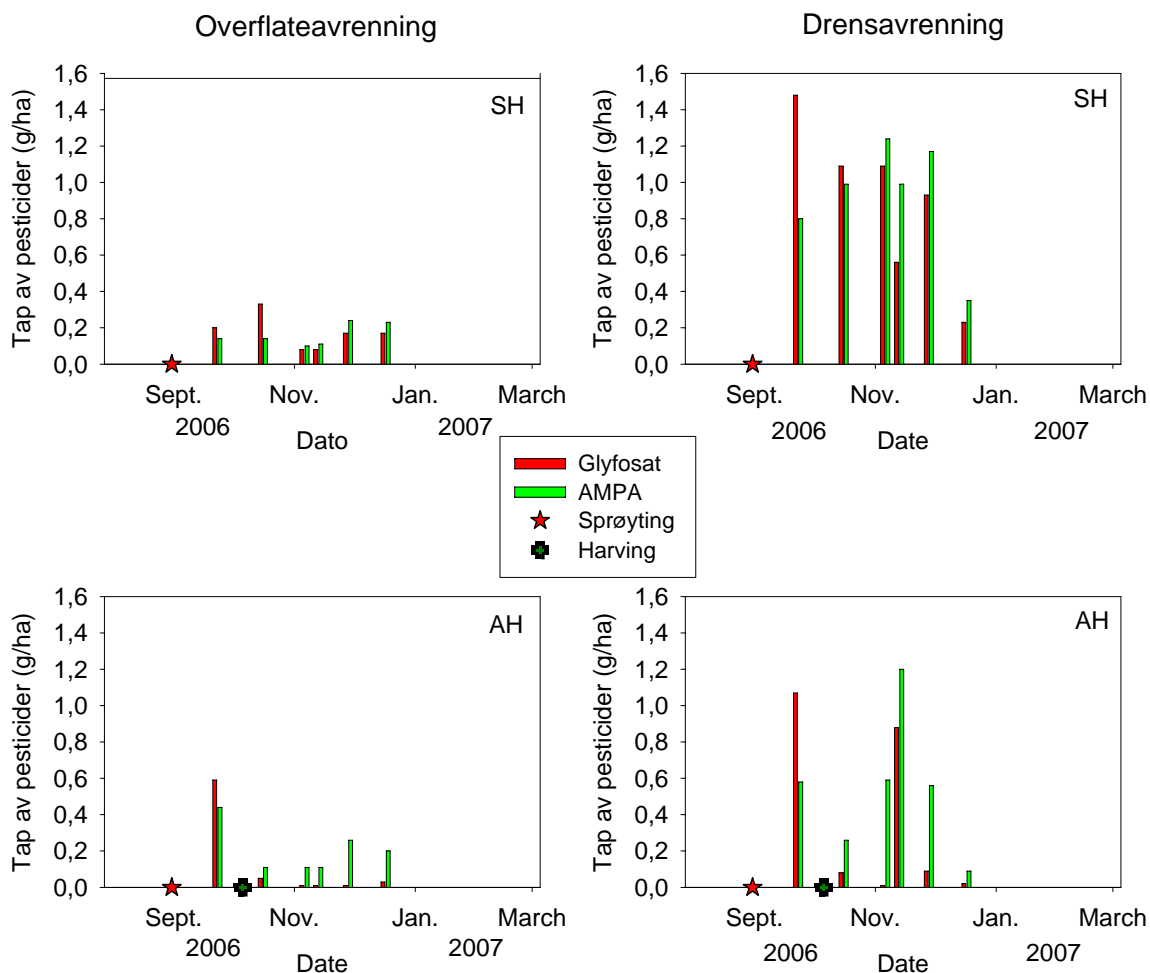


Figur 5.3. Avrenning av partikler målt som turbiditet og suspendert stoff (%) fra forsøksrutene på Askim via overflate- og drensavrenning. Rutene vårharves (SH) og høst- og vårharves (AH). Innenfor forsøksperioden er det kun foretatt høstharving.

5.3.3 Transport av løst glyfosat og AMPA via overflate- og drensavrenning

I kontrollprøvene tatt forut for sprøyting av rutene, ble det målt små mengder glyfosat og AMPA (Vedlegg II). Dette indikerer at feltene har vært behandlet med glyfosat tidligere. I og med at mengdene som ble påvist var små, og at forholdstallet mellom glyfosat og AMPA viser at sprøytingen ikke var av ny dato (Vedlegg III), er det antatt at tidligere glyfosatbehandling har liten innvirkning på omtalte forsøk. Ved første prøvetaking etter sprøyting ble det registrert høye og relativt like konsentrasjoner i både overflate- og drensavrenning for begge behandlingene (SH: rute 1+2, AH: rute

3+4) (Vedlegg II). Konsentrasjonen av glyfosat i løsnings var ca 6 µg/l i overflateavrenningen og 4-5 µg/l i drensavrenningen. For AMPA var tilsvarende tall for overflate- og drensavrenning ca 4 µg/l og 2-3 µg/l.



Figur 5.4. Tap av løst glyfosat og AMPA (g/ha) via overflate- og drensavrenning fra forsøksrutene på Askim. Rutene vårharves (SH) og høst- og vårharves (AH). Innenfor forsøksperioden er det kun foretatt høstharving.

Harving resulterte i betydelige endringer i avrenningsmønsteret for glyfosat og AMPA. Konsentrasjonen av både glyfosat og AMPA i løsnings sank markant i avrenningen fra rutene som ble harvet. I drensavrenning fra de høstharvede rutene var konsentrasjonen av glyfosat 0,14 µg/l mot 2,2 µg/l i rutene som ikke var høstharvet. Tilsvarende tall for AMPA var 0,45 µg/l og 2,0 µg/l for henholdsvis høstharvede og ikke-høstharvede ruter. Forskjellene var altså noe mer markant for glyfosat sammenlignet med AMPA, noe som kan ha sammenheng med forskjeller i løselighet mellom glyfosat og AMPA, eller forhold som påvirker nedbrytningen av glyfosat (se diskusjon under). Avrenningen av bromid viste et relativt jevnt forløp, og var mer sammenfallende med avrenningsmønsteret for glyfosat og AMPA fra ruter som ikke var høstharvet sammenlignet med de høstharvede rutene (Vedlegg II). Ved en omfattende høstharving, slik som her, føres pesticidene som er bundet på toppen av jorda dypere ned i jordprofilen. Dette kan medføre at pesticidene 1) blir mindre utsatt for overflateerosjon og 2) blandes inn i et større volum jord - en slags fortykning. Resultatet av omfattende harving kan følgelig bli redusert avrenning av pesticider i løsnings, som vist i figur 5.4 og tabell 5.4. For de høstharvede rutene var avrenningen av glyfosat 2,88 g/ha mot 6,55 g/ha for rutene uten høstharving. Tilsvarende tall for AMPA var 4,59 g/ha og 6,85 g/ha. Reduksjonen i løst glyfosat etter høstharving var følgelig større enn for AMPA. Resultatene gitt i tabell 5.4 viser imidlertid bare mengden av pesticider som er i løsnings, og er ikke et uttrykk for totale mengder av pesticider som tapes.

Ved sprøyting ble vegetasjonsdekket (ugras + halmrester og stubb) anslått til 95-100 % på forsøksrutene, hvorav halmrester og stubb utgjorde om lag 40 %. Dette kan være noe av forklaringen til høyere tap av glyfosat i løsnings fra ruter uten jordarbeiding da glyfosat bindes lite til halm, men den faktiske bindingen ble ikke undersøkt.

Etter at pesticidet er overført til vannfasen foregår transporten enten via overflate- eller drensavrenning avhengig av hydrologiske forhold i jorda. På grunn av stor vanntransport gjennom drensvannet, var tapet av glyfosat og AMPA klart størst gjennom drensavrenningen. Tap via drensvannet viser også at drenssystemet er i intim kontakt med overflatelaget.

Tabell 5.4: Avrenning (mm), tap (g/ha) og gjennomsnittlig konsentrasjon ($\mu\text{g/l}$) av løst glyfosat og AMPA. Resultatene gjelder for perioden 08.09.2006 - 08.03.2007, og er vist for overflateavrenning (S) and drensavrenning (D) for ruter som er vårharves (SH) og høst- og vårharves (AH).

Jordb.	Type avrenning	Avrenning (mm)	Tap		Kons. i løsning	
			Glyfosat (g/ha)	AMPA (g/ha)	Glyfosat ($\mu\text{g/l}$)	AMPA ($\mu\text{g/l}$)
SH	S	61	1,06	1,02	1,75	1,68
AH	S	111	0,71	1,31	0,65	1,18
SH	D	387	5,49	5,83	1,42	1,51
AH	D	408	2,17	3,28	0,53	0,83

5.3.4 Tap av partikulært glyfosat og AMPA

På grunn av manglende analytiske metoder for bestemmelse av partikulært bundet glyfosat og AMPA, ble det gjennomført et separat sorpsjonsforsøk for å estimere andelen av glyfosat og AMPA som var bundet til partikler.

Tabell 5.5: Konsentrasjon av glyfosat og AMPA i vannfase før og etter reaksjon med suspendert stoff (2,5 g/l). Forsøket er basert på 3 paralleller, og standardavviket er gitt i parentes.

Prøve	Opprinnelig konsentrasjon	Glyfosat i vannfase ekvibrert til susp. mat.	AMPA in vannfase ekvibrert til susp. mat.
	V_0 ($\mu\text{g/l}$)	C_w ($\mu\text{g/l}$)	C_w ($\mu\text{g/l}$)
AMPA	1,0		0,25 (0,02)
Glyfosat	1,0	0,20 (0,05)	0,06 (0,005)
Kontroll	0,025	0,047	0,008

I følge sorpsjonsforsøket kan en stor andel av både glyfosat og AMPA bindes til suspendert stoff (Tabell 5.5). Utgangskonsentrasjonen for glyfosat og AMPA (1 $\mu\text{g/l}$) ble redusert med henholdsvis 80 % og 75 % etter tilsetning av 2,5 g suspendert stoff. På grunnlag av dette er fordelingskoeffisienten (basert på en enkelt konsentrasjon) for glyfosat: 1600 og for AMPA: 1500. AMPA er følgelig noe mer mobilt enn glyfosat, selv om AMPA, ifølge estimerte K_d -verdier, i hovedsak også vil være bundet hvis det er partikler tilstede. I følge en undersøkelse av Tibergh *et al.* (1998) viser fordelingskoeffisienten for glyfosat i nordiske jordtyper store variasjoner (5-3000), men generelt viser glyfosat stor binding i jord. I den omtalte undersøkelsen var K_d -verdien i en jordtype for Ås 1533, en verdi som samsvarer med verdien som er estimert her. Flere forhold kan imidlertid påvirke fordelingen av et pesticid mellom fast fase og væske; bl.a jord:vann forhold, innhold av leir, pH etc. Videre er det anbefalt at K_d -verdien bestemmes ved ulike konsentrasjonsnivåer av det aktuelle pesticidet. Verdiene gitt her bør derfor anvendes med varsomhet, men antyder at spesielt rutene med stor partikkeltransport kan ha stor transport av partikulært bundet glyfosat. I følge Tabell 5.6 kan tapet via partikler utgjøre mer enn 80 %

av totaltapet (AH: totalt tap av glyfosat 1,06 %, hvorav 0,86 % partikulært) og medføre at tapet av pesticider fra de høstharva rutene er større enn fra de som ikke er høstharvet. Totalt er det anslått at ca 0,9 % av glyfosat og 1,2 % av AMPA transporteres i form av partikler fra de høstharva rutene. For rutene som ikke er høstharvet transporteres ca 0,3 % av glyfosat og 0,3 % AMPA partikulært. Spesielt er tapet av glyfosat og AMPA via dremsavrenning høyt (Tabell 5.6).

Tabell 5.6: Tap av glyfosat og AMPA (i prosent av tilsatt) i løst (aq) og partikulær (s) form i perioden 01.09.2006-08.03.2007. Partikulært tap er estimert på grunnlag av konsentrasjon av glyfosat og AMPA i løsning, konsentrasjon av suspendert stoff (mg/l), og fordelingskoeffisienter (K_d glyfosat: 1600, K_d AMPA: 1500). Feltet ble sprøytet med 1440 g/ha av glyfosat (v.s.).

Jordb.	Avrennings type	Glyfosat (%)			AMPA (%)		
		Løst	Part.	Sum	Løst	Part.	Sum
SH	S	0,07 _{aq}	0,07 _s	0,14	0,07 _{aq}	0,08 _s	0,15
AH	S	0,05 _{aq}	0,07 _s	0,12	0,09 _{aq}	0,39 _s	0,48
SH	D	0,38 _{aq}	0,18 _s	0,56	0,41 _{aq}	0,21 _s	0,62
AH	D	0,15 _{aq}	0,79 _s	0,94	0,23 _{aq}	0,83 _s	1,06

5.3.5 Nedbrytning av glyfosat til AMPA

Forholdstallet mellom glyfosat og AMPA indikerer grad av nedbrytning av glyfosat. Ved tidspunktet før sprøyting ble små mengder glyfosat og AMPA registrert, men med et forholdstall som tilsier at sprøytingen ikke var av ny dato (Vedlegg III). I perioden rett etter sprøyting var forholdstallet over 1 og relativt likt for alle rutene. Etter harving derimot endret forholdstallet seg for rutene med ulik jordarbeiding. Forholdstallet mellom glyfosat og AMPA sank markant for de høstharva rutene, og fortsatte å ligge lavt sammenlignet med de rutene som ikke var høstharvet med unntak av en prøvedato (27. november, en periode med ekstrem avrenning). Forskjeller i forholdstall mellom glyfosat og AMPA mellom rutene som er høstharvet og de som ikke er høstharvet kan ha sammenheng med:

- 1) Endrede nedbrytningsforhold, pesticider harvet ned i jorda brytes raskere ned enn de som ligger øverst i topplaget, og forholdstallet mellom glyfosat og AMPA reduseres.
- 2) Forskjeller i mobilitet mellom glyfosat og AMPA. Glyfosat viser noe sterkere binding til fast fase enn AMPA, og vil i større grad holdes tilbake i jorda når pesticidet kommer i kontakt med nye overflater etter harving.

5.3.6 Innvirkning av ulik jordarbeiding på tap av glyfosat og AMPA.

Tapet av løst glyfosat og AMPA er klart størst for rutene som ikke er harvet i forsøksperioden (SH). I disse rutene er glyfosat og AMPA konsentrert i et tynt overflatesjikt som kan være mer utsatt for utvasking på grunn av:

- 1) Stor erosjon av jordas toppsjikt der pesticidene er konsentrert i et tynt lag og
- 2) Potensielt stor desorpsjon fra en konsentrert fast fase (glyfosat og AMPA overføres til vannfasen for å opprettholde en gitt fordeling mellom fast og løs fase).

Toppsjiktet er potensielt mer utsatt for erosjon enn dypere lag. Imidlertid var partikkeltapet fra feltene som ikke var jordarbeidet relativt liten, og hoveddelen av avrenningen gikk via dremsystemet. Forklaring 1) knyttet til erosjon kan derfor ikke være den eneste forklaringen.

Med hensyn på desorpsjon (2), vil utvasking av pesticider i stor grad være styrt av mengden pesticider som er bundet per vektighet fast materiale, gitt at affiniteten til fast fase er lik. Utvasking fra et

konsentrert toppsjikt samsvarer med høye gjennomsnittskonsentrasjoner av løst glyfosat og AMPA fra ruter som ikke er høstharvet (tabell 5.4). For de høstharvede rutene, vil nedharving av pesticider medføre at pesticidet kommer i kontakt med en større mengde jord og overflater som deltar i bindingen av pesticidet. Mengde pesticid per vektenhet jord avtar, og dette vil følgelig også ha betydning for konsentrasjonen av pesticid som er i løsning, og forklare hvorfor gjennomsnittskonsentrasjonen av løst glyfosat og AMPA var lavere for de høstharvede sammenlignet med rutene som ikke var høstharvet.

På den annen side fremmer høstharving erosjon, og som vist i Figur 5.3 var det store forskjeller i partikkeltap mellom rutene som var høstharvet (AH) og de som var ubehandlet i den undersøkte perioden (SH). Ved å ta hensyn til mengden glyfosat og AMPA som potensielt transporteres partikulært, endrer tapet av pesticider mellom de forskjellige jordbehandlingene seg markant. På grunn av stort partikkeltap og partikulær transport av pesticider for de høstharvede rutene, indikerer beregningene at totaltapet av glyfosat og AMPA er større for de høstharvede sammenlignet med rutene som ikke er høstharvet. Spesielt er totaltapet via drensavrenningen fra ruter som høstharves veldig høyt (1,0 % glyfosat og 1,1 % AMPA).

5.4 Konklusjoner

De høyeste konsentrasjonene av løst glyfosat og AMPA ble registrert ved første nedbørrike periode kort tid etter sprøyting. Konsentrasjonen av glyfosat var ca 6 µg/l i overflate og 4-5 µg/l i drensavrenning. For AMPA var tilsvarende tall ca 4 µg/l og 2-3 µg/l uavhengig av jordarbeiding.

Perioden som er undersøkt var svært nedbørrik med stor avrenning og relativt store tap av både glyfosat og AMPA. På grunn av stor vanntransport gjennom drens-systemet var tapet av pesticider gjennom drensavrenning klart større enn ved overflateavrenning.

Nedharving av glyfosat i jorda resulterte i endrete konsentrasjoner, flukser og forholdstall mellom glyfosat og AMPA sammenlignet med ruter som ikke var harvet innenfor forsøksperioden (vårharvet). Ulikt transportmønster for ruter med ulik behandling kan ha sammenheng med forskjeller i nedbrytning og/eller mengde jordoverflater som deltar i bindingen av pesticidet.

Ruter som ikke ble høstharvet hadde generelt større tap av løst glyfosat og AMPA sammenlignet med høstharvede ruter. For løst glyfosat var tapet 6,6 g/ha og 2,9 g/ha for henholdsvis ikke høstharvet og høstharvede ruter, og for løst AMPA var tilsvarende tall 6,9 g/ha og 4,6 g/ha.

Høstharving av jorda resulterte i stort partikkeltap både gjennom overflate- og drensavrenning. Selv om harvingen var såpass kraftig at dekningsgraden av halm etter høstharving var tilnærmet null, er det usikkert om resultatene fra forsøket vil være sammenliknbare med resultat fra tilsvarende forsøk med pløying som jordarbeiding. Ved pløying vil en få mindre glyfosat i øvre jordsjikt enn ved høstharving. Dersom erosjonen/partikkeltapet er det samme etter harving og pløying, kan en derfor forvente noe mindre tap av partikkelbundet glyfosat via overflateavrenning ved høstpløying. Estimerer over mengden av glyfosat og AMPA som transporteres i form av partikler fra høstharvede ruter er betydelig, og overstiger klart mengden som transporteres i løst form. Totaltapet (summen av løst og partikulært) av glyfosat og AMPA blir derfor større fra de høstharvede rutene. For de høstharvede rutene er det estimert at totaltapet av glyfosat og AMPA via avrenning (overflate + drensavrenning) er på henholdsvis 1,1 % og 1,6 %. For rutene som ikke ble høstharvet var totaltapet av glyfosat og AMPA henholdsvis 0,7 % og 0,8 %.

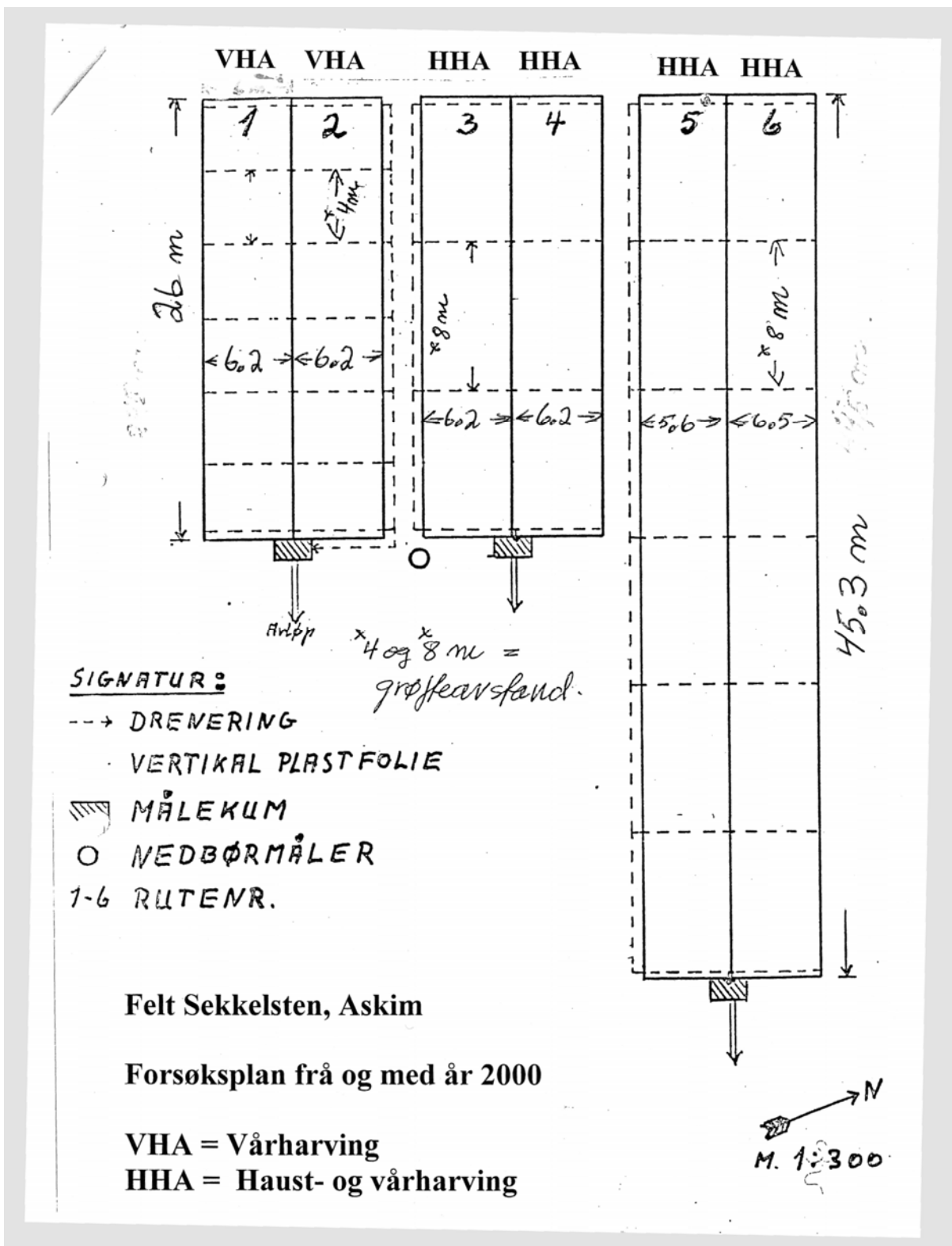
Innvirkning av partikler på transport av glyfosat bør undersøkes nærmere, hvor det er viktig å avklare hvordan analytisk tilgjengelighet (ev. utilgjengelighet) av glyfosat/AMPA påvirker estimatene for avrenning/tap av pesticider.

5.5 Takk

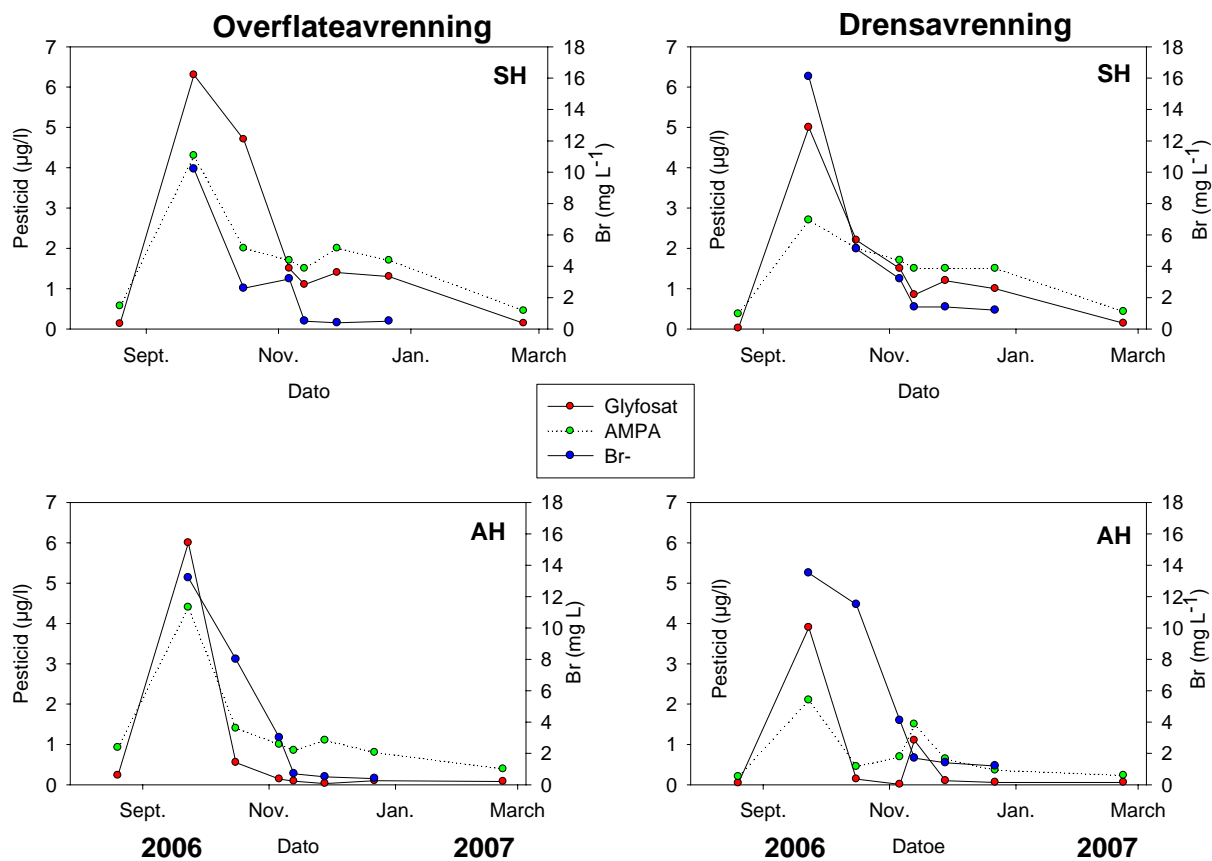
Professor Trond Børresen og PhD stipendiat Ståle Haaland takkes for prøveinnsamling og drifting av forsøksfeltet i den senere delen av undersøkelsen.

5.6 Vedlegg

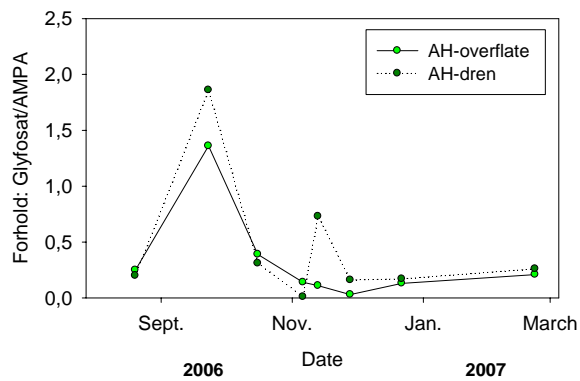
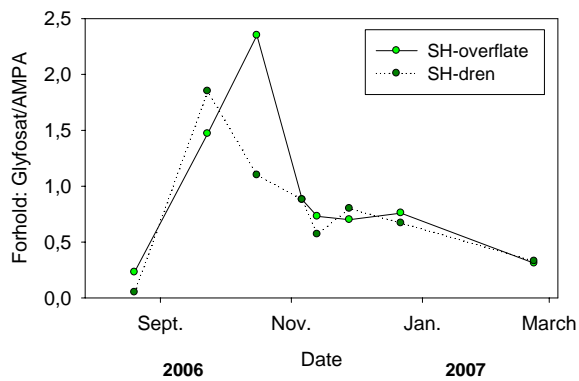
Vedlegg I: Skisse over forsøksfeltet på Sekkelsten gård i Askim. Stiplede linjer viser grøftene.



Vedlegg II: Konsentrasjon av glyfosat ($\mu\text{g/l}$), AMPA ($\mu\text{g/l}$) og bromid (mg/l) i overflate og drensavrenning fra forsøksfeltet på Askim i perioden september 2006- mars 2007. Rutene har ulike jordarbeiding (høstharving og vårharving (AH) og vårharving (SH)). Innenfor forsøksperioden er det kun foretatt høstharving.



Vedlegg III: Forholdet mellom glyfosat og AMPA i overflate- og drensavrenning i forsøksfeltet på Askim, i perioden september 2006- mars 2007. Rutene har ulik jordbearbeiding (høstharving og vårharving (AH) og vårharving (SH)). Innenfor forsøksperioden er det kun foretatt høstharving.



6. Diskusjon og konklusjoner

Denne rapporten gir et innblikk i ulike aspekter knyttet til jordarbeiding, bruk av glyfosat og risiko for tap av glyfosat ved overflateavrenning og utlekking gjennom jordprofilen. Vi har valgt å illustrere problemstillingen ved en gjennomgang av norske og internasjonale forskningsrapporter, en gjennomgang av faktiske funn av glyfosat i overvåkingsprogrammer i Norge og Sverige, samt gjennom feltforsøk hvor overflateavrenning og utlekking av glyfosat fra ruter med ulik jordarbeiding er undersøkt. Hovedfunnene i de foregående delrapportene (Kap. 3-5) er diskutert i de følgende avsnitt.

6.1 Klimaets betydning for tap av glyfosat

Klima har svært stor betydning for miljørisikoen som er forbundet med bruk av glyfosat, samtidig som det påvirker både behovet (ugrasutvikling) og muligheten (tid i forhold til ugrasutvikling, kjørbarhet) for sprøyting med glyfosat.

I forskningslitteraturen framholdes det at tidspunkt og intensitet av nedbørepisoder rett etter sprøyting er av avgjørende betydning for de totale tap av plantevernmidler. Intens og/eller langvarig nedbør kort tid etter sprøyting vil kunne gi store tap av plantevernmidler med overflateavrenning og utlekking. I motsetning til dette vil kun litt nedbør kort tid etter sprøyting vaske middelet litt nedover i jorda og gi økt mulighet for binding til jordmatriks og dermed redusere muligheten for tap med etterfølgende nedbørepisoder. Jo lenger tid fra sprøyting til nedbør, jo lenger tid for nedbrytning og binding av glyfosat i overflatesjiktet.

JOVA-resultater viser at funn av glyfosat i vann er nært knyttet til bruk av glyfosat, og at det tapes betydelige mengder glyfosat ved store nedbørsmengder om høsten. Det svenske overvåkingsprogrammet viser at glyfosat gjenfinnes i 50 til 100 % av alle prøver som tas av bekker og elver i jordbrukslandskapet.

Forskningsresultater tilsier at redusert jordarbeiding vil gi økt behov for sprøyting med glyfosat for å bekjempe ugras dersom man vil unngå reduksjon i avling. Brukerundersøkelser viser også økt sprøyting mot rotugras ved redusert jordarbeiding, selv om undersøkelsene ikke kan knytte dette direkte til økningen i bruken av glyfosat da rotugrasbekjempelse også omfatter bruk av midler som mekoprop-p og MCPA. Selv om analyse av JOVA-data ikke kunne bekrefte at bruk av glyfosat kan knyttes direkte til jordarbeiding og andel høstkorn i omløpet, er nok dette viktige forklaringsvariable for bruksmønsteret av glyfosat. Klima spiller trolig en så avgjørende rolle at årlige variasjoner i været kamuflerer effekten av jordarbeiding på faktisk bruk av glyfosat. Klimaforhold styrer ugrasutvikling (behov for sprøyting) og høstetidspunkt, samt regulerer muligheten for å sprøyte om høsten (ugrasutvikling, kjørbarhet). Store årsvariasjoner i værforhold samt påvirkning fra øvrige agronomiske og ikke-agronomiske forhold, bidrar trolig til manglende trender i datamaterialet.

Feltforsøket gjennomført høsten 2006 og vinteren 2007 viser tapene av glyfosat på en erosjonsutsatt, planert leirjord under svært nedbørrike forhold etter sprøyting av glyfosat om høsten. Det utgjør dermed et worst-case scenario i så måte, i og med at høsten 2006 ga nedbørmengder langt over normalen og stor avrenning og erosjon fra forsøksfeltene. I korte trekk illustrerer forsøkene at nedbør etter sprøyting som skaper avrenning også gir betydelige tap av glyfosat i løsning. I år med mindre nedbør om høsten (kun lett regn kort tid etter sprøyting) vil sprøyta glyfosat ha bedre forhold for å fordele seg jevnere i toppjordlaget og binde seg til jordmatriks, slik at man kan få redusert risikoen for utvasking ved senere intense nedbørepisoder.

6.2 Tap av glyfosat ved redusert jordarbeiding

Generelt foreligger det svært få resultater fra studier av tap av glyfosat ved redusert jordarbeiding. Internasjonale forskningsrapporter framholder at den sterke bindingen av glyfosat til jordpartikler,

spesielt mineralmateriale og Al og Fe hydroksider, tilsier at risikoen for tap av glyfosat fra jord er relativt lav og at glyfosat hovedsakelig vil tapes med partikler. Strømningsmønstre og transportprosesser i jord påvirkes sterkt av jordarbeiding, og det foreligger forskningsresultater som indikerer at glyfosat faktisk kan tapes i betydelige mengder fra jord med godt utviklet makroporestruktur og foretrukne strømningsveier. Under slike forhold kan man få rask vanntransport og transport av partikler gjennom jorda. Dette er karakteristika som er forbundet med jord under reduserte jordarbeidingsystemer hvor man får mer sammenhengende makropore- og sprekkesystemer, større og mer stabile aggregater og dermed større midlere porestørrelse, samt bedre forhold for infiltrasjon gjennom overflatesjiktet. Undersøkelsene viser generelt ikke funn av glyfosat dypere enn én meter jorddyp, men det er gjort funn av glyfosat i grunnvann i alle de skandinaviske landene.

Forskningsresultater indikerer at overflateavrenning av glyfosat vil øke ved redusert jordarbeiding med betydelige mengder halm på overflaten, da glyfosat er vist å bindes lite til halm (cellulose). Generelt gjelder også at glyfosat bindes sterkere til mineralmateriale i jord enn til organisk materiale, og mengden organisk materiale i det øvre jordlaget vil øke ved redusert jordarbeiding.

Feltforsøket rapportert her, viser at glyfosat tapes i betydelige mengder og konsentrasjoner både gjennom drens- og overflateavrenning etter sprøyting på erosjonsutsatt, planert leirjord. Ruter uten jordarbeiding om høsten hadde generelt større tap av glyfosat i løsnings sammenliknet med høstharvede ruter (rotorharv, 8-10 cm, tilnærmet fullstendig nedmolding av halmrester). Denne effekten av harving illustrerer hvordan en fordeling av glyfosatet i et større jordvolum vil føre til mindre avrenning som løst stoff, da det innstiller seg en likevekt mellom bundet (fast fase) og løst glyfosat. På felt som ikke er jordarbeidet vil glyfosatet være konsentrert i de øvre millimeterne av jorda. I og med at mengden av glyfosat i løsnings er regulert ut fra forholdet mellom bundet og løst glyfosat, vil det være større risiko for utvasking av glyfosat fra et konsentrert overflatesjikt. For øvrig vil halmdekket kunne bidra til svakere binding av glyfosat. Ved sprøyting ble vegetasjonsdekket (ugras + halmrester og stubb) anslått til 95-100 % på forsøksrutene, hvorav halmrester og stubb utgjorde om lag 40 %. Dette kan være noe av forklaringen til høyere tap av glyfosat i løsnings fra ruter uten jordarbeiding, men den faktiske bindingen av glyfosat til halm ble ikke undersøkt.

Jordarbeiding øker erosjonsrisikoen på utsatte jordtyper som den vi undersøkte i feltforsøket rapportert her. Selv om disse småskalaforsøkene viste at jordarbeiding etter sprøyting reduserte tapene av glyfosat i løsnings, økte trolig tapene av glyfosat bundet til partikler. Mengde glyfosat tapt med partikler ble anslått ut fra enkle sorpsjonsforsøk som viste sterk binding av glyfosat til den undersøkte jorda. De totale tapene av glyfosat var ut fra dette størst fra høstharva ruter.

Fordelingen av totaltapet via overflate- og drensvann var hhv. 20 og 80 % for ubehandla ruter og hhv. 10 og 90 % for harva ruter. Harving reduserte altså andelen som tapes via overflateavrenning, men totaltapene med overflateavrenning var så å si identiske for de to jordarbeidingene. For høstharva ruter ble det anslått at nærmere 75 % av totaltapet skjedde som partikulær transport i drensvann, mot 26 % på ubehandla ruter. Disse resultatene indikerer altså at jordstrukturen under høstharva ruter her fører til større partikkeltransport gjennom jordprofilen, og dermed tapes større mengder glyfosat totalt gjennom utlekking.

6.3 Tap av glyfosat i løsnings og bundet til partikler

Glyfosat kan tapes både i løst og partikulær form. Det er analytiske utfordringer forbundet med analyse av glyfosat i vannprøver, og dagens metoder gir kun et mål på glyfosat i løsnings. Mengde glyfosat forbundet med partikler som transporteres med vannet (suspendert tørrstoff) er anslag som ofte kun bygger på antakelser om en god sammenheng mellom mengde partikler i vannet og mengde glyfosat. Det hevdes i internasjonale forskningsrapporter at transport av glyfosat er nært knyttet til transport av jordpartikler. Svakheter i analysemetodikken kan innebære at det er usikkerhet knyttet til disse konklusjonene, som ofte baseres på studier av makroporestruktur, strømningsmønstre, bindingsstyrke samt funn av glyfosat i dypere jordlag og i overflate- og drensvann med partikler. Videre vises det til betydelig reduksjon i mengde glyfosat i løsnings etter strømming gjennom vegetasjonssoner hvor brorparten av partiklene i avrenningsvannet holdes tilbake. Heller ikke her er det analysert på

glyfosatmengden assosiert med partikler på grunn av metodiske utfordringer. Glyfosatbestemmelser i jord blir gjort, men med mye høyere deteksjonsgrenser enn for glyfosat i løsning. Direkte overføring av denne metodikken til suspendert materiale er derfor ikke mulig. Undersøkelser i JOVA-programmet indikerer at i bekker og elver hvor man har svært liten transport av partikler, vil man påvise glyfosat i mindre grad. Videre indikerer JOVA-studier etter kraftige nedbørepisoder at partikler er viktige mhp. tap av glyfosat til vann, men det er heller ikke her gjort målinger på hvor mye glyfosat som faktisk tapes med partikler. I feltforsøket rapportert her påviste vi spesielt mye glyfosat (i løsning) i drensvannet fra feltene som ikke ble jordarbeida om høsten etter sprøyting. Nærmere 55 % av tapet fra ubehandla ruter skjedde som løst stoff i drensvann. Dette var relativt store funn (i løsning) selv om mengde partikler ikke var stor. De største tapene av glyfosat (i løsning) i overflateavrenning fra høstharva ruter skjedde før harving da partikkeltransporten var liten. Disse resultatene viser at partikler ikke er en forutsetning for tap av glyfosat. Følgelig er det ingen direkte sammenheng mellom mengde partikler og målte konsentrasjoner av glyfosat i vann.

6.4 Vurdering av miljøkonsekvenser og konklusjoner

Denne rapporten gjenspeiler behovet for at flere miljøutfordringer må ses i sammenheng for at man skal kunne få en god miljøforvaltning. Virkemidlene for å øke andelen jordbruksareal under redusert jordarbeiding må også ta hensyn til agronomiske forhold som behovet for ugrasbekjemping. Tilsvarende må virkemidler for å redusere bruken av glyfosat bl.a. ta i betraktning den erosjonsrisikoen som er forbundet med mekanisk ugrasbekjemping ved pløying og harving spesielt om høsten. Dersom virkemidlene settes opp mot hverandre vil økonomiske hensyn ofte være styrende for valg av driftsmetoder uavhengig av eventuelle konsekvenser for miljøet.

Miljøvirkemidlene innen landbruket inkluderer pr. i dag bl.a. nasjonal miljøplan som omfatter elementer i ordningen med produksjonstilskudd inkl. miljøkrav til brukene, mulige tilskudd via regionale miljøplaner, hvor tilskudd til redusert jordarbeiding kan være inne som et prioritert tiltak, samt lokale tilskuddsordninger via SMIL, hvor forurensningsreducerende tiltak er et av områdene. SLF-rapport 6/2006 sier at 47 % av midlene til miljøtiltak i landbruket går til å redusere erosjon og tap av næringsstoffer til vann og vassdrag. Når det gjelder redusert bruk av plantevernmidler var eneste tilskuddsordning pr. 2006 tilskudd til ugrasharving. Mattilsynet regulerer hvilke plantevernmidler som er på markedet og bruksområde for disse gjennom godkjenningsordningen for plantevernmidler og utforming av etiketten.

En analyse utført av NILF og Bioforsk Plantehelse peker på en del utfordringer knyttet til hvordan man kan redusere risikoen ved bruk av plantevernmidler sett i forhold til dagens jordarbeidingsystemer (Refsgaard *et al.*, 2006). Disse analysene bygger på simulert behov for planteverniltak; vha. simuleringer over en 22-års periode med PVNOR-modellen (Fykse og Tørresen, 2001); under ulike scenarier for jordarbeiding og tilgang på planteverniltak. Resultatene viser bl.a. at direktesåing gjennomgående går dårlig sammen med målet om å oppnå redusert risiko knyttet til bruk av plantevernmidler, noe som også går fram av brukerundersøkelser i jordbruket. Frøugrasharving som alternativ til kjemisk frøugrasbekjemping synes i denne analysen heller ikke å bidra til å redusere total bruk av plantevernmidler fordi man trolig vil få økt behov for sprøyting mot rotugras. Disse analysene indikerer videre at plantevernstrategier uten bruk av glyfosatpreparater ikke vil bidra til noen vesentlig reduksjon i risiko totalt sett forbundet med bruk av plantevernmidler. Slike plantevernstrategier vil imidlertid trolig gi en sterk reduksjon i dekningsbidraget for den enkelte gårdbruker og da spesielt ved redusert jordarbeiding. PVNOR-modellen er vist å gi et godt bilde av de ulike plantevernproblemene som oppstår i felt i ulike produksjonssystemer, samt effekten av ulike klimaforhold. Videre har modellen sin styrke i modellering av dynamikken i flerårige produksjonssystemer - dvs. at tiltak for å løse ett problem også kan ha en effekt på andre deler av systemet samt effekter over tid. (Fykse *et al.*, 2004). Det er imidlertid også mulig at nyere jordarbeidingsmetoder, hvor det pr. i dag foreligger lite dokumentasjon av effekt på erosjon og ugrasbekjemping, kan gi et noe annet bilde. Dette illustrerer ytterligere behovet for å se flere faktorer i sammenheng samt å estimere langtidseffekter av ulike tiltak.

Denne rapporten gir et bilde av noen utfordringer knyttet til erosjonsreducerende tiltak og tiltak for å redusere bruken av glyfosat. Gjennomgangen viser imidlertid at det ikke nødvendigvis er noen motsetning mellom målet om å redusere erosjonsrisikoen og redusere bruken av glyfosat dersom man satser på bruk av vårpløying som alternativ til konvensjonell jordarbeiding med høstpløying ved vårkorndyrking. Forsøk i Norge med vårkorndyrking viser at vårpløying gir tilnærmet samme ugraseffekt og avling som ved høstpløying, samt opp mot 90 % reduksjon i erosjonsrisikoen (jordtap). Lett høstharving i tillegg til jordarbeidingen om våren, kan være et alternativ som gir noe redusert erosjonsrisiko i forhold til høstpløying og noe mindre behov for bruk av glyfosat i forhold til f.eks. kun vårharving. Effekten av høstharving på ugraset er avhengig av hvilke ugrasarter som forekommer, for eksempel er effekten på kveke mindre enn på overvintrende frøugras. Dette betyr at der en har kveke vil det være større behov for glyfosatsprøyting ved høstharving. Disse alternativene vil imidlertid ikke være aktuelle under alle forhold. Vårpløying vil f.eks. være lite gunstig på bakkeplanert jord i områder hvor klimaet er slik at jorda tørker raskt opp etter pløying om våren, samt på tørkesvake sandjordarter og på stivere leirjord. Pløyefri dyrkning kan gi til dels store reduksjoner i avling under fuktige klimaforhold, spesielt på silt og sandjord.

Motsetningene kan trolig bli større ved høstkorndyrking. Ut fra et erosjonsrisikoperspektiv bør man satse på lett høstharving eller direktesåing av høstkorn, mens man for å unngå økt pesticidforbruk trolig må inn med 2 runder stubbharving før såing for å få en tilstrekkelig mekanisk ugrasbekjemping. Fordi en er avhengig av tid til spiring og vekst av ugraset både ved harving og sprøyting, er det ut fra agronomiske hensyn vanskelig å få til en tilstrekkelig ugrasbekjemping ved høstkorndyrking med redusert jordarbeiding. Feltforsøkene rapportert her indikerer at kraftig stubbharving kan gi store tap som følge av partikkeltransportert glyfosat i nedbørrike perioder etter harving om høsten på erosjonsutsatt jord.

Mye av utfordringene her er knyttet til den risiko bonden er villig til å ta ved å endre jordarbeiding og plantevernpraksis. Gårdbrukeren vil måtte vurdere miljøhensynene opp mot øvrige hensyn som bl.a. økonomi (risiko mhp. avling og kostnader ved sprøyting og ekstra jordarbeiding/tyngre jordarbeiding), tid (mulighet for spiring av ugraset og iverksetting av bekjempingstiltak, tidspress i høst- og våronna) og værforhold (mulighet for tidlig nok våronn til å få unna alle arbeidsoperasjoner inkl. vårpløying, vær som tillater sprøyting og/eller kjøring/harving om høsten/våren). Bedre dokumentasjon av effekten av ulike tiltak, er viktig for å gi gårdbrukeren det nødvendige beslutningsgrunnlaget for å gjøre disse avveiningene. Det foreligger pr. i dag ingen veiledning for redusert jordarbeiding og utfordringene knyttet til ugrasbekjemping og erosjonsrisiko for vårkorndyrking. Det er utarbeidet kortfattet materiell for høstkorndyrking som omhandler både agronomiske og miljømessige forhold (Bakkegard *et al.*, 2007; Grønsten *et al.*, 2007).

Imidlertid er kunnskapsgrunnlaget om dette temaet pr. i dag mangelfullt. Det er, som nevnt, fremdeles mange ukjente sammenhenger mellom jordarbeidingssystemer og de miljømessige effektene av ulike driftsformer innen jordbruket. Dette er spesielt tilfelle for noen av de nye plogfrie (non-inversion) jordarbeidingssystemene som ofte omfatter harving til 10 cm dybde eller dypere, mens mye av forskningsresultatene knyttet til miljømessige konsekvenser kommer fra studier av systemer med direktesåing. EU prosjektet KASSA (Knowledge assessment and sharing on sustainable agriculture) konkluderer med et generelt forskningsbehov for å klargjøre effektene av redusert jordarbeiding på skjebnen til plantevernmidler i jord (Lahmar *et al.*, 2006). Det NFR-finansierte forskningsprosjektet 'Reduced pesticide loads and risks in cropping systems (REDUCE)' ved Bioforsk som startet 2007, kan bidra til å øke kunnskapen om dette temaet. Prosjektet har fokus på korndyrking og ugrasmiddelet glyfosat, potetdyrking og soppmiddelet fluazinam samt alternative/supplerende dyrkingstekniske bekjempingstiltak. Utprøving av ulike metoder for mekaniske bekjemping av rotugras før såing av korn om våren, samt effekten av ulike såmønstre og såkornblandinger med ulike konkurranseevne og reduserte glyfosatdoser er en viktig del av prosjektet. Videre er det fokus på identifikasjon av prosesser som bidrar til høy risiko for pesticidtransport fra ulike jordtyper og jordarbeidingssystemer. Vi vil gjennom dette arbeidet få gjentak av feltforsøkene rapportert her samt detaljerte studier av makroporetransport, nedbrytning og binding av glyfosat i en rekke norske jordtyper.

Ut fra denne gjennomgangen kan vi gi følgende korte 'svar' på spørsmålene som skulle belyses gjennom prosjektarbeidet:

- 1) Er det en motsetning i målet om å redusere bruken av glyfosat og å redusere erosjon og tap av næringsstoffer ved endra jordarbeiding?

Det er ikke nødvendigvis en motsetning i dette da vårpløying i mange tilfeller er et godt alternativ, men en endring av nåværende praksis krever trolig bruk av virkemidler. Dette fordi vårpløying gir større arbeidsbelastning på bøndene om våren, da det allerede er mange arbeidsoperasjoner som skal utføres over et kort tidsrom. På noen jordarter (bakkeplanert jord, stiv leirjord, tørkesvake sandjordarter) vil vårpløying være ugunstig.

- 2) Er begge målene mulige å oppnå - hva er eventuelt best for miljøet?

Begge målene er mulige å oppnå - der høstpløying kan erstattes med vårpløying. Hva som er best for miljøet kommer an på øynene som ser - og hva man anser for å være en akseptabel bruk/avrenning av glyfosat kontra hva som anses for å være en akseptabel erosjon.

Dette er en krevende avveining som myndighetene til slutt må ta. Vi håper denne rapporten gir et noe bedre beslutningsgrunnlag i så måte, men ser at dette aktualiserer utvikling og utprøving av nye tiltaksvarianter bygget på bedre grunnleggende kunnskap om prosessene som styrer utvasking av partikler og glyfosat. Når det gjelder effekten av glyfosat i miljøet, så ser effekten av de målte konsentrasjoner på organismer i overflatevann ut til å være liten. Vi mangler imidlertid dokumentasjon på forekomst i grunnvann og effekter i sediment. Arbeid med utvikling av kunnskapsgrunnlaget for framtidig tiltaksplanlegging bør integrere både næringsstoff- og pesticidaspekter.

- 3) Hvor utbredt er bruken av glyfosat sammenliknet med jordarbeiding

Ut fra det foreliggende datamaterialet, er det ikke mulig å gi noe konkret svar på dette. Dataene må grupperes bedre for at man skal kunne trekke ut noe konkret om dette fra bl.a. SSBs brukerundersøkelser i jordbruket og JOVA-programmet.

- 4) Bør det defineres et eget mål for reduksjon av glyfosat?

Omsetningen av glyfosat har økt med nær 300 % de siste 20 årene. Denne utredningen har vist at det kan være mulig å redusere bruken av glyfosat uten å øke erosjon og jordtap vesentlig.

Ved å sette et eget mål for reduksjon av glyfosat vil man få et fokus på problemstillingen som kanskje i seg selv kan bidra til å redusere bruken. I hvilken grad myndighetene vil gå for et slikt mål og iverksette virkemidler for å nå målet, vil være en fagpolitisk beslutning.

Glyfosat er imidlertid et pesticid som er lite toksisk sammenliknet med mange andre pesticider. Man må derfor sette opp en slik målsetting med virkemidler slik at det ikke fører til økt bruk av andre pesticider. Videre forskningsinnsats på den agronomiske effekten av reduserte glyfosatdoser og mekaniske tiltak mot rotugras, både på kort og lang sikt, samt undersøkelser av risikoen for tap av glyfosat under slike alternative bekjempingsregimer vil være viktig. Samtidig må virkemiddelutformingen være slik at man heller ikke får økt høstpløying og erosjon som følge av målet om redusert bruk av glyfosat. Det må foretas en grundig vurdering av aktuelle virkemidler og mulige agronomiske tiltak før iverksetting. Dette ligger imidlertid ikke innfor rammene av dette prosjektarbeidet.

7. Referanser

- Accinelli, C., Koskinen, W.C., Seebinger, J.D., Vicari, A. & Sadowsky, M.J., 2005. Effects of incorporated corn residues on glyphosate mineralization and sorption in soil. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 53: 4110-4117.
- Almvik, M., Eklo, O.M., Bolli, R., Stenrød, M., Moni, C., Kværner, J., Sveistrup, T. & Haugland, E., 2005. Hva skje med glyfosat i norsk jord? *Grønn kunnskap* 9 (2): 159-164.
- Almvik, M., Stenrød, M., Bolli, R.I., Eklo, O.M., Haugland, E., Moni, C., Kværner, J., Sveistrup, T.E. & Benoit, P., in prep. Climatic effects on leaching of glyphosate in Norway. (Manuscript)
- Andersen, A., 2003. Long-term experiments with reduced tillage in spring cereal. II. Effects on pests and beneficial insects. *Crop Protection* 22: 147-152.
- Bakkegard, M., Riley, H., Tørresen, K.S., Lindemark, P.O. & Stabbetorp, J., 2007. Redusert jordarbeiding til høstkorn. *Bioforsk TEMA* 2 (32), 4 s.
- Barroso, J., Fernandez-Quintanilla, C., Maxwell, B.D. & Rew, L.J., 2004. Simulating the effects of weed spatial pattern and resolution of mapping and spraying on economics of site-specific management. *Weed Research* 44: 460-468.
- Bechmann, M. & Syversen, N., 2004. Analyse av glyfosat I prøver med partikler. I: N. Syversen (Ed.), *Vegetasjonsoner som pesticidfilter for overflatevann*. *Jordforsk Rapport* 11/04.
- Beyer, M., Klix, M.B., Klink, H. & Verreet, J.-A., 2006. Quantifying the effects of previous crop, tillage, cultivar and triazole fungicides on the deoxynivalenol content of wheat grain - a review. *Journal of Plant Diseases and Protection* 113: 241-246.
- Bleke, M.S., 1998. Organophosphorus herbicides. Glyphosate. I: T.R. Roberts (Ed.), *Metabolic Pathways of Agrochemicals. Part one: Herbicides and Plant Growth Regulators*. Royal Society of Chemistry, Cambridge, s. 396-400.
- Brodal, G. & Elen, O., 2005. Sammenheng mellom Fusarium-smitte på såkorn og klima. *Grønn Kunnskap* 9(2): 335-341.
- Bye, A.S., Sandmo, T. & Berge, G., 2006. Jordbruk og miljø. Resultatkontroll jordbruk 2006. *Rapportar 2006/37*, Statistisk sentralbyrå, Oslo-Kongsvinger, 114 s.
- Børresen, T., 1993. Ploughing and rotary cultivation for cereals production in a long-term experiment on clay soil in southeastern Norway. 2. Yields and weed infestation. *Soil Tillage Research* 28: 109-121.
- Børresen, T. & Njøs, A., 1993. The effect of plowing depth and seedbed preparation on crop yields, weed infestation and soil properties from 1940 to 1990 on a loam soil in south eastern Norway. *Soil & Tillage Research* 32: 21-39.
- Carlsson, C., Kyllmar, K. & Ulén, B., 2003. Typområden på Jordbruksmark. Växtnæringsförluster i små jordbruksdominerade avrinningsområden 2001/2002. *Ekohydrologi* 76. Sveriges Landbruksuniversitet, avdelning för vattenvårdslära.
- Carlsson, C., Kyllmar, K. & Johansson, H., 2004. Växtnæringsförluster i små jordbruksdominerade avrinningsområden 2002/2003. Årsrapport för miljöövervakningsprogrammet Typområden på Jordbruksmark. *Ekohydrologi* 80. Sveriges Landbruksuniversitet, avdelning för vattenvårdslära.
- Carlsson, C., Kyllmar, K. & Johansson, H., 2005. Växtnæringsförluster i små jordbruksdominerade avrinningsområden 2003/2004. *Ekohydrologi* 86. Sveriges Landbruksuniversitet, avdelning för vattenvårdslära.

- Cerdeira, A.L. & Duke, S.O., 2006. The current status and environmental impacts of glyphosate-resistant crops: a review. *Journal of Environmental Quality* 35: 1633-1658.
- Christensen, S., 2005. Table 1. Potential savings of herbicides in percentage of common practice in 59 trials with site-specific weed management in Europe. <http://www.ewrs-swm.org/homepage.htm>, March 2005.
- Clausen, J.C., Jokela, W.E., Potter III, F.I. & Williams, J.W., 1996. Paired watershed comparison of tillage effects of runoff, sediment, and pesticide losses. *Journal of Environmental Quality* 25: 1000-1007.
- Culpepper, A.S., 2006. Glyphosate-induced weed shifts. *Weed Technology* 20: 277-281.
- Dahlen, O.S. & Stabbetorp, B., 2005. Gir avgiftssystemet på plantevernmidler økt fare for utvikling av resistens? *Grønn Kunnskap* 9(2): 45-52.
- Dock Gustavsson, A.-M. & Rahbek Pedersen, T., 2003. Rotogräs. Råd i praktiken. *Jordbruksværet. Jordbruksinformationen* 19-2003, 8 s.
- Eberbach, P., 1998. Applying non-steady-state compartmental analysis to investigate the simultaneous degradation of soluble and sorbed glyphosate (N-(phosphonomethyl)glycine) in four soils. *Pesticide Science* 52: 229-240.
- Ekeberg, E. & Riley, H.C.F., 1997. Tillage intensity effects on soil properties and crop yields in a long-term trial on morainic soil in southeast Norway. *Soil Tillage Research* 42: 277-293.
- Eker, S., Ozturk, L., Yazici, A., Erenoglu, B., Römheld, V. & Cakmak, I., 2006. Foliar applied glyphosate substantially reduced uptake and transport of iron and manganese in sunflower (*Helianthus annuus* L.) plants. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 54: 10019-10025.
- Elen, O., 2002. Plant protection in spring cereal production with reduced tillage. III. Cereal diseases. *Crop Protection* 21: 195-201.
- Elen, O., 2003. Long-term experiments with reduced tillage in spring cereals. III. Development of leaf diseases. *Crop Protection* 22: 65-71.
- Elen, O. & Abrahamsen, U., 2006. Fusarium og mykotoksiner i korn: Klima, modellering og prognoser. *Bioforsk FOKUS* 1(3): 42-43.
- Elen, O., Hofgaard, I.S. & Brodal, G., 2006. Vurdering av risiko for utvikling av Fusarium-toksiner i korn. *Bioforsk TEMA* 1(49), 4 s.
- Elliott, J.A., Cessna, A.J., Nicholaichuk, W. & Tollefson, L.C., 2000. Leaching rates and preferential flow of selected herbicides through tilled and untilled soil. *Journal of Environmental Quality* 29: 1650-1656.
- Fernandez, M.P., Zentner, K.P., DePauw, R.M., Gehl, D. & Stevenson, F.C., 2007a. Impacts of crop production factors on fusarium head blight in barley in eastern Saskatchewan. *Crop Science* 47: 1574-1584.
- Fernandez, M.P., Zentner, K.P., DePauw, R.M., Gehl, D. & Stevenson, F.C., 2007b. Impacts of crop production factors on common root rot of barley in eastern Saskatchewan. *Crop Science* 47: 1585-1595.
- Fermanich, K.J. & Daniel, T.C., 1991. Pesticide mobility and persistence in microlysimeter soil columns from a tilled and no-tilled plot. *Journal of Environmental Quality* 20: 195-202.
- Fermanich, K.J., Bland, W.L., Lowery, B. & McSweeney, K., 1996. Irrigation and tillage effects on atrazine and metabolite leaching from a sandy soil. *Journal of Environmental Quality* 25: 1291-1299.

- Flury, M., 1996. Experimental evidence of transport of pesticides through field soils - a review. *Journal of Environmental Quality* 25: 25-45.
- FOCUS, 2005. Landscape and mitigation factors in aquatic risk assessment. Volume 2. Detailed technical reviews. Report of the FOCUS working group on landscape and mitigation factors in ecological risk assessment. EC Document Reference SANCO/10422/2005.
- 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* B38: 19-35.
- Fonahn, W., 2002. Del A: Overflatevatn. Plantevernmidler i norske drikkevasskjelder. Rapport frå undersøkingar 1997-2000. SNT-Rapport 3/2002. Statens næringsmiddeltilsyn, Oslo.
- Fykse, H., 2004. Resistens mot herbicid. *Grønn Kunnskap* 8(2): 347-357.
- Fykse, H. & Tørresen, K.S., 2001. PVNOR - a dynamic model for simulating plant protection practices in cereals. *Planteforsk Rapport* 08/2001, 45 s.
- Fykse, H., Tørresen, K.S. & Romstad, E., 2004. Production systems and plant protection requirements in cereals: a model analysis of long term effects. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B, Soil and Plant Science* 54: 149-160.
- Gaynor, J.D., MacTavish, D.C. & Findlay, W.I., 1995. Atrazine and metolachlor loss in surface and subsurface runoff from three tillage treatments in corn. *Journal of Environmental Quality* 24: 246-256.
- Gevao, B., Semple, K.T. & Jones, K.C., 2000. Bound pesticide residues in soils: a review. *Environmental Pollution* 108: 3-14.
- Grønsten, H.A., Øygarden, L. & Skjevda, R., 2007. Høstkorn - redusert jordarbeiding gir mindre tap av jord og næringsstoffer. *Bioforsk TEMA* 2(35). 4 s.
- Gundersen, G.I., 2004. Bruk av plantevernmidler i jordbruket i 2003. *Rapporter* 2004/21. Statistisk sentralbyrå, Oslo-Kongsvinger.
- Hance, R.J., 1976. Adsorption of glyphosate by soils. *Pesticide Science* 7: 363-366.
- Hensley, D.L., Beuerman, D.S.N. & Carpenter, P.L., 1978. Inactivation of glyphosate by various soils and metal salts. *Weed Research* 18: 287-291.
- Henriksen, B., 2006. Betydning av dyrkingstekniske tiltak for utvikling av Fusarium og mykotoksiner i korn. *Bioforsk FOKUS* 1(3): 40-41.
- Henriksen, B. & Elen, O., 2005. Natural fusarium grain infection level in wheat barley and oat after early application of fungicides and herbicides. *Journal of Phytopathology* 153: 214-220.
- Hilgenfeld, K.I., Martin, A.R., Mortensen, D.A. & Mason, S.C., 2004. Weed management in a glyphosate resistant soybean system: weed species shifts. *Weed Technology* 18: 284-291.
- Holland, J.M., 2004. The environmental consequences of adopting conservation tillage in Europe: reviewing the evidence. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 103: 1-25.
- Horth H., 2000. Survey of glyphosate in groundwaters and surface waters in Europe. Final report no. CO 4789/2. Monsanto Europe.
- Haarstad K. & Ludvigsen, G.H., 2006. Ten years of pesticide monitoring in Norwegian ground water. *Ground Water Monitoring & Remediation* 27, no.3: 75-89.
- Håkansson, I., Stenberg, M. & Rydberg, T., 1998. Long-term experiments with different depths of mouldboard ploughing in Sweden. *Soil & Tillage Research* 46: 209-223.
- Isensee, A.R. & Sadeghi, A.M., 1995. Long-term effect of tillage and rainfall on herbicide leaching to shallow groundwater. *Chemosphere* 30: 671-685.

- Isensee, A.R., Nach, R.G. & Helling, C.S., 1990. Effect of conventional vs. no-tillage on pesticide leaching to shallow groundwater. *Journal of Environmental Quality* 19: 434-440.
- Jacobsen, C., Helweg, A. & Spliid, N., 1998. Glyphosat og AMPA i jord. 15 Danske Planteværnkonferanse. *Pesticider og Miljø*, 17-25.
- Jacobsen, O.S., 2003. Degradation, sorption and persistence of glyphosate and the metabolite AMPA in a fractured clay soil profile. *Proceedings XII Symposium Pesticide Chemistry, Piacenza, Italia*, s. 137-144.
- Jalli, H., Laine, A. & Känkänen, H., 2006. No-till cultivation suppresses broad-leaved weeds but favours grasses. *NJF Seminar 378 Tillage systems for the benefit of agriculture and the environment. NJF Report 2(4)*: 72-77.
- 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 Management Science* 56: 909-915.
- de Jonge, H., de Jonge, L.W., Jacobsen, O.H., Yamaguchi, T. & Moldrup, P., 2001. Glyphosate sorption in soils of different pH and phosphorus content. *Soil Science* 166: 230-238.
- Jørgensen, L.F. (Ed.), 2005. *Grundvand 2004. Status og udvikling 1989-2004. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse, København*. http://www.geus.dk/cgi-bin/udskriv1.pl?udfil=publications/grundvandsovervaagning/1989_2004,index.html
- Kjaergaard, C., Moldrup, P., de Jonge, L.W. & Jacobsen, O.H., 2004. Colloid mobilization and transport in undisturbed soil columns. II. The role of colloid dispersibility and preferential flow. *Vadose Zone Journal* 3: 424-433.
- Kjær, J., Olsen, P., Ullum, M. & Grant, R., 2005. Leaching of glyphosate and amino-methylphosphonic acid from Danish agricultural field sites. *J. Environ. Qual.* 34: 608-620.
- Korsæth, A., Mygland, S. & Hoel, B.O., 1996. Large-scale tillage trials. *Norsk Landbruksforskning* 10: 243-354.
- Kreuger, J., 2003. Lagringsstudie för glyfosat. Redovisning av specialprojekt inom miljöövervakningen. *Teknisk rapport 72*. Sveriges Landbruksuniversitet, avdelning för vattenvårdslära.
- Kreuger, J., Törnquist, M. & Kylin, H., 2004. Bekämpningsmedel i vatten och sediment från typområden och åar samt i nederbörd under 2003. *Ekohydrologi 81, Avdelningen för vattenvårdslära/Rapport 2005:14*, Institutionen för miljöanalys, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Kreuger, J., Holmberg, H., Kylin, H. & Ulén, B., 2003. Bekämpningsmedel i vatten från typområden, åar och nederbörd under 2002. *Ekohydrologi 77, Avdelningen för vattenvårdslära/Rapport 2003:12*, Institutionen för miljöanalys, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Kyllmar, K & Johansson, H. 2006. Växtnæringsförluster i små jordbruksdominerade avrenningsområden 2004/2005. Sveriges Landbruksuniversitet, avdelning för vattenvårdslära. *Ekohydrologi* 92, 32 s.
- Kværner, J., Sveistrup, T., Eklo, O.M., Almvik, M., Bolli, R., Stenrød, M. & Haugland, E., 2005. Jordvariasjon, avrenningsmønster, plantevernmidler. *Grønn Kunnskap* 9 (2): 165-171.
- Lahmar, R., de Tourdonnet, S., Barz, P., Düring, R.-A., Frielinghaus, M., Kolli, R., Kubat, J., Medvedev, V., Netland, J. & Picard, D., 2006. Prospect for conservation agriculture in northern and eastern European countries, lessons of KASSA. *Proceedings from IX ESA Congress, 4-7 September, Warszawa, Poland, Part III* pp. 77-89.

- Laitinen, P., Siimes, K., Eronen, L., Rämö, S., Welling, L., Oinonen, S., Mattsoff, L. & Ruohonen-Lehto, M., 2006. Fate of the herbicides glyphosate, gluphosinate-ammonium, phenmedipham, ethofumesate and met amitron in two Finnish arable soils. *Pest Management Science* 62: 473-491.
- Landry, D., Dousset, S., Fournier, J-C. & Andreux, F., 2005. Leaching of glyphosate and AMPA under two soil management practices in Burgundy vineyards (Vosne Romanée, 21-France). *Environmental Pollution* 138: 191-200.
- Larson, R.L., Hill, A.L., Fenwick, A., Kniss, A.R., Hanson, L.E. & Miller, S.D., 2006. Influence of glyphosate on Rhizoctonia and Fusarium root rot in sugar beet. *Pest Management Science* 62: 1182-1192.
- Lindahl, A.M., Kreuger, J., Stenström, J., Gärdenäs, A.I., Alavi, G., Roulier, S. & Jarvis, N.J., 2005. Stochastic modelling of diffuse pesticide losses from a small agricultural catchment. *Journal of Environmental Quality* 34: 1174-1185.
- Locke, M.A. & Bryson, C.T., 1997. Herbicide-soil interactions in reduced tillage and plant residue management systems. *Weed Science* 45: 307-320.
- Ludvigsen, G.H. & Lode, O., 2005a. Tap av pesticider fra jordbruksareal. Utvikling over tid. *Jordforsk rapport 97/05*,
- Ludvigsen, G.H. & Lode, O., 2005b. Oversikt over påviste pesticider i perioden 1995-2004. *Jordforsk rapport 102/05*.
- Ludvigsen, G.H., Lode, O. & Skjevdal, R., 2003. Retrieval of glyphosate and AMPA in Norwegian streams, including studies on leaching during heavy rainfall. *Proceedings XII Symposium Pesticide Chemistry, Piacenza, Italia, s. 875-885*.
- Lundekvam, H., 1993. Jordovervåkingsprogrammet. Avrenningsfeltet ved institutt for jord- og vannfag. Årsrapport 1993. Rapport Institutt for jord og vannfag 7/1993.
- Lundekvam, H., 1997. Erosjon, avrenning, P tap og N tap fra feltforsøk. *Jordforsk Rapport* 6/97. 69 s.
- Lundekvam, H. & Skøien, S., 1998. Soil erosion in Norway. An overview of measurements from soil loss plots. *Soil Use and Management* 14: 84-89.
- Lundekvam, H.E., Romstad, E. & Øygarden, L., 2003. Agricultural policies in Norway and effects on soil erosion. *Environmental Science & Policy* 6: 57-67.
- Malone, R.W., Shipitalo, M.J., Wauchope, R.D. & Sumner, H., 2004. Residual and contact herbicide transport through field lysimeters via preferential flow. *Journal of Environmental Quality* 33: 2141-2148.
- Mangerud, K., Brandsæter, L.O. & Wærnhus, K., 2005. Ugrasharving i korn. *Grønn Kunnskap* 9(2): 375-382.
- Mangerud, K., Brandsæter, L.O. & Wærnhus, K., 2007. Ugrasharving i korn, resultater fra treåring forsøk. *Bioforsk FOKUS* 2(1): 84-85.
- Mattilsynet, 2007. Omsetningsstatistikk for plantevernmidler 2002-2006. Nasjonalt senter for plantevernmidler og vegetabilsk mat, Ås, seksjon plantevernmidler, 11 s.
http://www.mattilsynet.no/mattilsynet/multimedia/archive/00026/Plantevernmidler-sta_26647a.pdf
- Melander, B., 1994. Impact of non-inversion tillage on weeds in temperate regions. *Proceedings EU Concerted Action No AIR 3 - CT 93 - 1464, No-Tillage - Workshop I*, 49-58.
- Neumann, G., Kohls, S., Landsberg, E., Stock-Oliveira Souza, K., Yamada, T. & Römheld, V., 2006. Relevance of glyphosate transfer to non-target plants via the rhizosphere. *Journal of Plant Diseases and Protection* 20: 963-970 (special issue).

- Njøs, A. & Børresen, T., 1991. Long-term experiment with straw management, stubble cultivation, autumn and spring ploughing on a clay soil in S.E. Norway. *Soil & Tillage Research* 21: 53-66.
- Nomura, N.S. & Hilton, H.W., 1977. Adsorption and degradation of glyphosate in 5 Hawaiian sugarcane soils. *Weed Research* 17: 113-121.
- Olsen, P.A. & Børresen, T., 1997. Measuring differences in soil properties in soils with different cultivation practices using computer tomography. *Soil & Tillage Research* 44: 1-12.
- Olesen, J.E., 2006. Environmental effects of non-inversion tillage systems. NJF Seminar 378 Tillage systems for the benefit of agriculture and the environment. NJF Report 2(4): 78-82.
- Olesen, J.E., Schjøning, P., Hansen, E.M., Melander, B., Felding, G., Sandal, E., Fomsgaard, I., Heckrath, G., Axelsen, J.A., Nielsen, V., Jacobsen, O.H., Petersen, S.O., Christensen, B.T., Jørgensen, L.N., Hansen, L.M. & Jørgensen, M.H., 2002. Miljøeffekter av pløjefri dyrkning. DJF-rapport nr. 65.
- Orson, J., 2006. Weed and pest management. NJF Seminar 378 Tillage systems for the benefit of agriculture and the environment. NJF Report 2(4): 46-53.
- Piccolo, A., Celano, G. & Conte, P., 1996. Adsorption of glyphosate by humic substances. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 44: 2442-2446.
- Rankins Jr., A., Shaw, D.R. & Douglas, J., 2005. Response of perennial grasses potentially used as filter strips to selected postemergence herbicides. *Weed Technology* 19: 73-77.
- Refsgaard, J.C., Henriksen, H.J., Nilsson, B., Rasmussen, P., Kronvang, B., Skriver, J., Jensen, J.P., Dalsgaard, T., Søndergaard, M. & Hoffmann, C.C., 2002. Vidensstatus for sammenhængen mellem tilstanden i grundvand og overfladevand. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen Nr. 21 2002.
- Refsgaard, K., Veidal, A., Netland, J. & Stenrød, M., 2006. Risikoreduksjon ved bruk av plantevernmidler - en samfunnsmessig konsekvensanalyse. NILF-rapport 2006-5, 124 s.
- Riley, H., Selnes, S. & Lindemark, P.O., 2005. Langvarige jordarbeidingsforsøk på ulike jordarter: resultater fra 1998-2004, sammenlignet med tidligere år. *Grønn Kunnskap* 9(1): 20-35.
- Riley, H., Bleken, M., Abrahamsen, S., Bergjord, A.K. & Bakken, A.K., 2004. Effects of alternative tillage systems on soil quality and yield of spring cereals on silty clay loam and sandy loam soils in the cool, wet climate of Central Norway. *Soil & Tillage Research* 80: 79-93.
- Rusu, T., Gus, P., Bogdan, I., Oroian, I. & Paulette, L., 2006. Influence of minimum tillage systems on physical and chemical properties of soil. *Journal of Food, Agriculture & Environment* 4: 262-265.
- Sauer, T.J. & Daniel, T.C., 1987. Effect of tillage systems on runoff losses of surface-applied pesticides. *Soil Science Society of America Journal* 51: 410-415.
- Shipitalo, M.J. & Owens, L.B., 2006. Tillage system, application rate, and extreme event effects on herbicide losses in surface runoff. *Journal of Environmental Quality* 35: 2186-2194.
- Shipitalo, M.J., Dick, W.A. & Edwards, W.M., 2000. Conservation tillage and macropore factors that affect the water movement and the fate of chemicals. *Soil & Tillage Research* 53: 167-183.

- Shipitalo, M.J., Edwards, W.M., Dick, W.A. & Owens, L.B., 1990. Initial storm effects on macropore transport of surface-applied chemicals in no-till soil. *Soil Science Society of America Journal* 54: 1530-1536.
- Siimes, K., Rämö, S., Welling, L., Nikunen, U. & Laitinen, P., 2006. Comparison of the behaviour of three herbicides in a field experiment under bare soil conditions. *Agricultural Water Management* 84: 53-64.
- Skuterud, R., Semb, K., Saur, J. & Mygland, S., 1996. Impact of reduced tillage on the weed flora in spring cereals. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences* 10: 519-532.
- Statens landbruksforvaltning, 2006. Miljøvirkemidler i landbruket. SLF-rapport 6/2006, 86 s.
- Smith, S., Schreiber, J.D. & Cullum, R.F., 1995. Upland soybean production: surface and shallow groundwater quality as affected by tillage and herbicide use. *Trans. ASAE* 38: 1061-1068.
- Sprankle, P., Meggitt, W.F. & Penner, D., 1975b. Rapid inactivation of glyphosate in soil. *Weed Science* 23: 224-228.
- Sprankle, P., Meggitt, W.F. & Penner, D., 1975 a. Adsorption, mobility, and microbial degradation of glyphosate in soil. *Weed Science* 23: 229-234.
- Stenrød, M., 2004. Effects of pedo-climatic conditions on the degradation of glyphosate. Dr. Scientiarum theses 2004:39. Universitetet for Miljø og Biovitenskap, Ås.
- Stenrød, M., Charnay, M-P., Benoit, P. & Eklo, O.M., 2006. Spatial variability of glyphosate mineralization and soil microbial characteristics in two Norwegian sandy loam soils as affected by surface topographical features. *Soil Biology & Biochemistry* 38: 962-971.
- Stenrød, M., Eklo, O.M., Charnay, M-P. & Benoit, P., 2005. Effect of freezing and thawing on microbial activity and glyphosate degradation in two Norwegian soils. *Pest Management Science* 61: 887-898.
- Stone, W.W. & Wilson, J.T., 2006. Preferential flow estimates to an agricultural tile drain with implications for glyphosate transport. *Journal of Environmental Quality* 35: 1825-1835.
- Sundin, P., Kreuger, J. & Ulén, B., 2002. Undersökning av bekämpningsmedel i sediment jordbruksbäckar år 2001. *Ekohydrologi* 64. Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Syversen, N., 2005. Cold-climate vegetative buffer zones as pesticide-filters for surface runoff. *Weed Science & Technology* 51: 63-71.
- Syversen, N. & Bechmann, M., 2004. Vegetative buffer zones as pesticide filters for simulated surface runoff. *Ecological Engineering* 22: 175-184.
- Sørensen, S.R., Schultz, A., Jacobsen, O.S. & Aamand, J., 2006. Sorption, desorption and mineralization of the herbicides glyphosate and MCPA in samples from two Danish soil and subsurface profiles. *Environmental Pollution* 141: 184-194.
- TGD, EC, 2003. Technical Guidance Document on Risk Assessment in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment of New Notified Substances, Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment of Existing Substances and Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market.
- Tiberg, E. (ed.), Greve, M.H., Helweg, A., Yli-Halla, M., Eklo, O.M., Nyborg, Å.A., Solbakken, E., Öborn, I. & Stenström, J., 1998. Nordic reference soils: 1. Characterization of 13 typical Nordic soils: 2. Sorption of 2,4-D, atrazine and glyphosate. *TemaNord Environment* 1998:537, Nordisk Ministerråd, København, 106 s.
- Tomlin, C.D.S. (Ed.), 2006. Pesticide Manual. British Crop Protection Council.

- Torstensson, L., 1985. Behaviour of glyphosate in soils and its degradation. I: E. Grossbard E., D. Atkinson (Eds.), *The Herbicide Glyphosate*. Butterworths, London, s. 137-150.
- Torstensson, L. & Aamisepp, A., 1977. Detoxification of glyphosate in soil. *Weed Research* 17: 209-212.
- Törnquist, M., Kreuger, J., Adielsson, S. & Kylin, H., 2005. Bekämpningsmedel i vatten och sediment från typområden och åar samt i nederbörd under 2004. *Ekohydrologi* 87, Avdelningen för vattenvårdslära/Rapport 2005:14, Institutionen för miljöanalys, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Tørresen, K.S., 1999. Frøbankutvikling ved ulik jordarbeiding. *Grønn Forskning* 06/1999: 82-86.
- Tørresen, K.S., 2003. Ugrasbekjempelse ved redusert jordarbeiding i korn. *Grønn Kunnskap* 7(3): 228-235.
- Tørresen, K.S. & Skuterud, R., 2002. Plant protection in spring cereal production with reduced tillage. IV. Changes in the weed flora and weed seedbank. *Crop Protection* 21: 179-193.
- Tørresen, K.S. & Skuterud, R., 2004. Hvorfor virker glyfosat noen ganger dårlig på kveka - er kveka blitt resistent? *Grønn Kunnskap* 8(2): 339-346.
- Tørresen, K.S., Skuterud, R., Tandsæther, H.J. & Hagemo, M.B., 2003. Long-term experiments with reduced tillage in spring cereals. I. Effects on weed flora, weed seedbank and grain yield. *Crop Protection* 22: 185-200.
- Tørresen, K.S., Skuterud, R., Weiseth, L., Tandsæther, H.J. & Johnsen, S.H., 1999. Plant protection in spring cereal production with reduced tillage. I. Grain yield and weed development. *Crop Protection* 18: 595-603.
- Vandsemb, S., Bechmann, M. & Øygarden, L., 2006. Erosjon og næringsstoffavrenning. Resultater fra JOVA programmet. *Bioforsk FOKUS* 1(3): 194-195.
- Vereecken, H., 2005. Mobility and leaching of glyphosate: a review. *Pest Management Science* 61: 1139-1151.
- Villholt, K.G., Jarvis, N., Jacobsen, O.H. & de Jonge, H., 2000. Field investigations and modelling of particle-facilitated pesticide transport in macroporous soil. *Journal of Environmental Quality* 29: 1298-1309.
- Warnemuende, E.A., Patterson, J.P., Smith, D.R. & Huang, C., 2006. Effects of tilling no-till soil on losses of atrazine and glyphosate to runoff water under variable intensity simulated rainfall. *Soil & Tillage Research*, doi:10.1016/j.still.2006.09.001.
- Wærnhus, K., 2005. Nye tilfeller av sulfonylurea resistens vassarve i korn. *Grønn Kunnskap* 9(2): 53-55.
- Wærnhus, K. & Netland, J., 2007. Økende omfang av resistens mot sulfonylurea ugrasmidler. *Bioforsk Fokus* 2(1): 58-59.
- Young, B.G., 2006. Changes in herbicide use patterns and production practices resulting from glyphosate-resistant crops. *Weed Technology* 20: 301-307.
- Zhang, G.S., Chan, K.Y., Oates, A., Heenan, D.P. & Huang, G.B., 2007. Relationship between soil structure and runoff/soil loss after 24 years of conservation tillage. *Soil & Tillage Research* 92: 122-128.
- Øygarden, L., 2000. Soil erosion in small agricultural catchments, south-eastern Norway. PhD Thesis 2000:8, Department of Soil and Water Sciences, Agricultural University of Norway.

8. Vedlegg

Oversikt over vedlegg

Nr Emne

1 Sprøyteplan

2 Sprøytejevnhet

Vedlegg 1

Sprøyteplan

Sprøyting av glyfosat og bromid på felt i Askim

Plan nr: 01/2006

Prosjektnr.: 1110239 Glyfosat og redusert jordarbeiding

1. Tidspunkt for sprøyting:

Uke 37, onsdag 13. september 2006

2. Personale:

Medarbeider: Marit Almvik

Sprøyteansvarlig: Joralv Saur

3. Feltet:

Forsøksfelt på Sekkelsten gård i Askim. Rute 1-4 skal sprøytes. Rutene er 26 meter lange og 6.2 meter brede og tilsvarer 161.2 kvm eller 0.161 daa/rute.

Kart og beskrivelse av feltet er vedlagt.

4. Prøvetakingsutstyr

Jordbor, som er lånt av Lars Egil Haugen ved Institutt for plante- og miljøvitenskap, står på rom V105. Slegge, plassert i seksjonens lagerrom i garasjene ved veksthuset på Kirkejordet.

5. Tillaging av sprøyteløsninger:

Doser:

Roundup Eco: 400 ml/daa (NAD) \rightarrow 64,5 ml Roundup Eco/161,2 m²=1 rute

Væskemengde: 25 l/daa tankblanding \rightarrow 4,03 l/161,2 m²=1 rute, XR111002 dyser

Teoretisk sprøyteareal: 161.2 kvm/rute

Faktisk sprøyteareal: 26 m x 2,5 x 2 drag (2.5 m bom) = 130 kvm/rute

(Skal tilføres den mengde glyfosat en ville ha sprøytet på 161.2 m²/rute, da dette er avrenningsarealet.)

Væskeblanding: 12 kg *2 (Joralv lager denne løsningen)

Oppveid mengde: Roundup Eco 129 ml pr. tankblanding

Teoretisk forbruk: 4.03 kg blanding/rute x 2 = 8.06 kg per to ruter.

To ruter sprøytes med én tankblanding. Totalt 4 ruter.

(Skal sprøyte ut 4.03 kg tankblanding per rute (tilsv. dose for 161.2 m²). Sprøytes ut i 2 drag over ruta \rightarrow fordeles på 130 m².)

Kaliumbromid: 5 kg/daa

Væskemengde: 50 l/daa → 8,06 l pr. rute, XR111002 dyser. Gå 2 drag pr. rute.

Feltet sprøytes med ferdig oppløst blanding 2 kg kaliumbromid i 20 L vann.

Det lages to 20-liters dunker med bromid, totalt 40 liter vann (Marit lager denne løsningen).

Bromid: Teoretisk forbruk: 16.1 liter per to ruter.

To ruter sprøytes med én tankblanding.

Det faktiske forbruket av væske måles etter sprøyting. (Husk at bromidløsning har høyere egenvekt enn vann og resten i sprøytetanken må måles - ikke veies.)

6. Prøvetaking

Før sprøyting:

Ta ut jord ned til 80 cm fra feltene. Det tas ut 5 stikk fra hver rute i dybdene 0-20, 20-40, 40-60 og 60-80 cm. Hver rute deles i 4 subplot, med et stikk midt i hvert plot samt ett stikk i skjæringspunktet/midten av ruta.

Blank/usprøytet jord tas fra en av de nærliggende rutene. 3 stikk på feltet er nok.

Mål dekningsgraden av stubben; enten med tellerute eller ved visuell bedømming.

Mål gjennomsnittlig høyde på stubben. Ta bilder av feltene.

Ta ut sprøyteløsning fra tanken av plantevernmidler i en 50 ml plastflaske. Det tas ut pesticidløsning fra tanken før sprøyting og etter sprøyting. Flaskene skal være merket med tittel, konsentrasjon, felt, rute og dato.

Del hver rute i 4 subplot (A, B, C og D) og fordel 2 petriskåler i hvert subplot, totalt 8 skåler per rute; 32 skåler på hele feltet. Merk skålene med rutenummer og subplot (A, B, C og D). Tegn opp fordelinga/plasseringa av A-D ruter på et ark.

Hver skål er 1.2 cm høy og fylles jevnt og løst med overflatejord til toppen. Pass på å ikke presse jorda sammen når de overføres til skålene; tettheten av jorda skal være som den er når den ligger på overflata av feltet. Legg skålene oppå byggvekstene, slik at de er fritt eksponert for sprøytevæska.

Bruk bare ett sett skåler for alle sprøytingene med glyfosat og bromid (la skålene ligge til alle sprøytingene er utført).

Etter sprøyting:

Legg lokk på petriskålene og forsegl med parafilmstrimler langs skjøten. Bruk hansker.

Ta ut ca. 50 ml sprøyteløsning fra tanken av plantevernmidler og bromid i hver sin flaske. Flaskene skal være merket med tittel, konsentrasjon, felt, rute og dato. Bromidløsning samles kun etter sprøytinga.

7. Behandling/oppbevaring av prøver etter uttak

Emballasje

Etter prøvetaking overføres prøvene til egnet emballasje:

Jordprøver overføres til merkede (felt, rute, sjikt og dato) plastposer.

Petriskålene overføres til merkede (felt, rute, sprøytemidler og dato) plastposer.

Prøve av pesticidløsninger og bromidløsninger oppbevares i 50 ml plastflasker.

Transport/Lagring

Prøvene skal bringes til laboratoriet samme dag.

Ved ankomst laboratoriet registreres prøvene og lagres som angitt i prosedyre P0101.

Alle jordprøver og pesticidløsninger fryses.

8. Registrering av data/forhold ved feltet under prøvetaking

Registrering av data gjøres i feltloggboken som inneholder skjemaet "SK34 Registrering av feltdata". I tillegg til de faste parametrene som står på skjemaet skal også alle variable faktorer som kan ha innflytelse på resultatet fra sprøytingen registreres. Dette kan være værforhold, fuktighet, topografi, vannansamlinger på feltet og plantedekke. I tillegg til registrering i feltloggboken, dokumenteres også disse forholdene ved bruk av digitalkamera.

Registreringer gjøres i henhold til GEP på skjema SF:463-03 (Joralv).

9. Utstyrliste

Jordbor

Slegge

Tellefirkant (for å anslå dekningsgraden) eller gjøres ved visuell bedømming.

Plastposer og merkelapper.

Saks

Kniv

Skje

Linjal

Petriskåler (32 stk.)

Parafilmstrimler (32 stk.)

Engangshansker

Plastflasker

Litermål

Vannfast tusj

Penn

Feltkart (se vedlegg)

Bakk/holder til å frakte prøvene i

Digitalkamera

10. Liste over dokumenter som tas med til feltet:

Feltloggbok

Sprøyteplan

KH07 Ekstern prøvetaking og prøvebehandling

SK34 Registrering av felldata

SK01 Avviksskjema (2 stk.)

11. Feltbeskrivelse

Forsøksfeltet på Sekkelsten gård i Askim vart anlagt i 1986 med fylgjande plan for jordarbeiding til og med 1999:

Rute nr Jordarbeiding

- 1 VHA (vårharving)
- 2 HPL (haustpløying og vårharving)
- 3 VHA (vårharving)
- 4 HPL (haustpløying og vårharving)
- 5 VHA (vårharving)
- 6 HPL (haustpløying og vårharving)

Grøftevatn vart òg målt i Askim, men på slik måte at rute 1 og 2 var samla i ei grøft, tilsvarande for rute 2 og 4 og rute 5 og 6. Sidan dei 2 rutene til kvar grøft hadde ulik handsaming var det ikkje råd å sjå kva verknad jordarbeidinga hadde på grøftevatnet.

For å bøte på dette og forenkle opplegget har ein frå og med år 2000 hatt lik handsaming på dei 2 rutene som drenerer til kvar grøft, slik at forsøksplanen no er som fylgjer.

Rute 1 og 2 VHA=vårharving

Rute 3,4,5,6 HHA=haustharving og vårharving

Harvinga vert utført med rotorharv og er såpass kraftig at dekningsgraden av halm etter haustharvinga er tilnærma null, altså tilsvarande som etter ei pløying.

Rutene 1-4 er tilnærma like store med avrenningsareal på rundt 161 m² (lengde 26 m og breidde 6,2 m).

Rutene 5 og 6 er lenger (45,3 m), og rute 5 er ca 5,6 m brei og rute 6 ca 6,5 m brei.

Sårutene er mindre enn hausterutene. I 2006 var sårutebreidda for rute 1-4: 4,5-4,9 m.

Men ein må likevel tilføre ei mengde Glyfosat som tilsvarar arealet på avrenningsrutene (161 m²), men spreie det på det jordarbeidde arealet.

I Glyfosatprosjektet reknar eg med at rutene 1-4 vert brukte, då får ein med dei 2 jordarbeidingssystema VHA og HHA, og ein kan måle avrenninga både på yta og gjennom grøftene. For å redusere tal prøver, kan ein slå saman vatnet frå dei 2 ytevassrutene som har lik handsaming.

Feltkart fylgjer vedlagt, like eins eit kartutsnitt som viser plasseringa av Askimfeltet.

Feltet ligg der det er markert innringa kryss med pil og det er skrive "Felt". Ein køyrer E18 vidare mot Mysen etter å ha passert Askim og eit vegkryss (no rundkøyeringar) med avkøyering til Rakkestad (Rv 124 på kartet). Etter å ha teke av frå siste rundkøyeringa køyrer ein ned ein unnabakke til eit dalsøkk med ein liten bekk. På venstre sida av E18 (sett mot Mysen) før bekkene ligg feltet ca 50 m frå vegen. Det er råd å parkere på høgre sida av vegen eit lite stykke etter at ein har passert bekkene.

Vedlegg 2

Sprøytejevnhet

Kontrollanalyser av utsprøyta mengder bromid beregna ut fra forbruk av sprøyteløsning og analyse av jordprøver etter sprøyting.

Sprøytejevnhet for de ulike feltene er estimert ut fra analysene av bromid i overflatejord etter sprøyting.

Sprøyteløsning				
	Konsentrasjon ^a (µg Br/l)	Avvik fra teoretisk verdi (%)	Utsprøyta mengde ^b (kg Br/daa)	Avvik fra teoretisk verdi (%)
Rute 1	0,065	3	3,13	7
Rute 2	0,065	3	3,13	7
Rute 3	0,067	1	3,27	2
Rute 4	0,067	1	3,27	2

Jordprøver			
	Utsprøyta mengde ^b (kg Br/daa)	Avvik fra teoretisk verdi (%)	Sprøytejevnhet (Rel. Std Avvik; %)
Rute 1	4,65	38	22
Rute 2	4,61	37	15
Rute 3	4,10	22	9
Rute 4	5,02	49	7

^a: Teoretisk konsentrasjon av sprøyteløsning = 0,065 µg Br/l

^b: Teoretisk utsprøyta mengde = 3,36 kg Br/daa

Kommentarer:

Sprøytejevnheten for de ulike feltene, beregna ut fra jordanalyser, var akseptabel - og spesielt bra for rute 3 og 4 med relativt standardavvik for analysene innafor den enkelte rute på hhv. 9 og 7 %.

Relativt store avvik fra teoretisk verdi for utsprøyta mengde ved analyse av jordprøver kan skyldes at en fortykning av prøvene som inngår i analysemetoden kan gi en overestimering av mengde Br i jorda. Kontrollanalyser av ufortynna prøver ga indikasjoner på dette. Videre inngår jordtetthet som en parameter i beregningene ved bearbeiding av analyseresultatene, og det er flere feilkilder i estimeringen av denne parameteren her i og med at vi arbeider med forstyrta jordprøver.

Analyse av blankprøver viste at forsøksfeltene inneholdt neglisjerbare restmengder bromid fra tidligere forsøk (<2 µg Br/g jord, mot gjennomsnittsverdier for feltene etter sprøyting på 500 til 620 µg Br/g jord).

Analyse av kontrollprøver ga en gjenvinningsgrad for analysemetoden for jordprøver på 96 %.