



Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

Pesticidhandlingsplan II

Effekt på akvatiske miljøer af randzoner langs målsatte vandløb

Faglig rapport fra DMU, nr. 487



[Tom side]



Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

Pesticidhandlingsplan II

Effekt på akvatiske miljøer af randzoner langs målsatte vandløb

*Faglig rapport fra DMU, nr. 487
2004*

*Helle Weber Ravn
Nikolai Friberg*

Datablad

Titel:	Effekt på akvatiske miljøer af randzoner langs målsatte vandløb
Undertitel:	Pesticidhandlingsplan II
Forfattere:	Helle Weber Ravn ¹ & Nikolai Friberg ²
Afdelinger:	¹⁾ Afdeling for Terrestrisk Økologi ²⁾ Afdeling for Ferskvandsøkologi
Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU nr. 487
Udgiver:	Danmarks Miljøundersøgelser© Miljøministeriet
URL:	http://www.dmu.dk
Udgivestidspunkt:	Marts 2004
Redaktionen afsluttet:	Februar 2004
Faglig kommentering:	Cand. Scient. Jens Mossin, MST; biolog Ivan Ben Karottski, SNS; Miljøchef Hans Roust Thysen, DLR
Finansiel støtte:	Finansloven, Pesticidhandlingsplan II, aktstykke 156
Bedes citeret:	Ravn, H. W. & Friberg, N. 2004: Effekt på akvatiske miljøer af randzoner langs målsatte vandløb. Pesticidhandlingsplan II. Danmarks Miljøundersøgelser. 44 s. Faglig rapport fra DMU nr. 487. http://faglige-rapporter.dmu.dk Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.
Sammenfatning:	Sprøjtetfri randzoners effekt til beskyttelse af vandløb er dokumenteret ved feltundersøgelser. En vegetationsanalyse viste at plantesamfundene i randzonerne var artsfattige. Vegetationen var mest artsrig ved de vandløb hvor randzonerne var bredest. Der blev anvendt en ny metode til målinger af effekter i planter der viste biokemiske effekter i planter i op til 14 m fra marken. Den kraftigste påvirkning blev set inden for de første 2 m fra marken. Fem ud af otte undersøgelser viste en påvirkning af planter i randzonerne. En effektanalyse af invertebratesamfundet og ferskvandstangloppen viste at tilstanden af invertebratesamfundet var dårligere i vandløb med landbrugsaktivitet i nærheden af vandløbet end i referencevandløbene. Der blev ikke benyttet insekticider i undersøgelsesperioden, og der blev ikke fundet insekticideffekter på invertebratesamfundet og ferskvandstangloppen. Kontrollerede forsøg viste effekter af insekticidet lambda-cyhalothrin på invertebraterne ved koncentrationer ned til 0,05 µg l ⁻¹ . Antal og koncentration af pesticider i vandløbsvandet blev undersøgt i 12 vandløb og 36 pesticider blev fundet. Kun få var insekticider. Koncentrationerne var lave og der var ikke stor forskel i forekomsten mellem vandløbstyperne. Denne og tilsvarende undersøgelser viser at randzoner bør være 10-20 m for at opnå en effektiv beskyttelse af vandløb.
Emneord:	Randzoner, vandløb, biomarkører, vegetation, planter, akvatiske organismer, sprøjtemidler
Layout/korrektur:	Birgit M. Nielsen
Tegninger/fotos:	Grafisk værksted, Silkeborg
ISBN:	87-7772-798-3
ISSN (elektronisk):	1600-0048
Sideantal:	44
Internet-version:	Rapporten findes kun som PDF-fil på DMU's hjemmeside http://www.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR487.pdf
Købes hos:	Miljøministeriet, Frontlinien Rentemestervej 8 2400 København NV Tlf.: 70 12 02 11 Frontlinien@Frontlinien.dk http://www.frontlinien.dk/

Indhold

Indhold 3

Forord 5

Sammenfatning 7

English abstract 9

1 Indledning 11

2 Metoder 13

- 2.1 Feltundersøgelser med planter 13
- 2.2 Plantebiomarkørmetoden 14
- 2.3 Vegetationsanalyse 15
- 2.4 Makroinvertebrater og randzoner 16
 - 2.4.1 Prøvetagningslokaliteter 16
- 2.5 Pesticider 16
- 2.6 Makroinvertebrater 17
- 2.7 Kontrollerede rendeforsøg 18

3 Resultater 19

- 3.1 Effekter på randzoneflora og vandløbsfauna 19
- 3.2 Randzoner 19
- 3.3 Forekomst af pesticider og makroinvertebrater i vandløbene 22
 - 3.3.1 Pesticider 22
 - 3.3.2 Rendeforsøg 24

4 Diskussion 25

5 Referencer 29

Bilagsliste 31

Bilag 1 33

Bilag 2 36

Bilag 3 38

Bilag 4 39

Bilag 5 42

Danmarks Miljøundersøgelser

Faglige rapporter fra DMU

Forord

Projektet er finansieret ved aktstykke 156 i Finansloven i forbindelse med realiseringen af Regeringens Pesticidhandlingsplan II i perioden 1999 – 2001. Projektet er gennemført af Danmarks Miljøundersøgelser (DMU) i koordinering med sideløbende aktstykker som er udført hos Danmarks Jordbrugsforskning (DJF) og hos Dansk Landbrugsrådgivning, Landscenteret. Projektet er udført af DMU i samarbejde mellem Afdeling for Terrestrisk Økologi (TERI) og Afdeling for Ferskvandsøkologi (FEVØ). Projektet blev overordnet styret af Forskningschef Hans Løkke, koordineret af seniorforsker Helle Weber Ravn og den praktiske ledelse blev udført af Helle Weber Ravn og seniorforsker Nikolai Friberg.

De kontrollerede studier er udført delvis i og uden for væksthuse ved Danmarks Miljøundersøgelser, Silkeborg, dels i laboratoriet og dels i felten i udvalgte vandløb nær Bjerringbro og Silkeborg. Området blev udvalgt som forsøgsområde, da der i forvejen blev udført overvågning i dette område som led i det Nationale Overvågningsprogram for Vandmiljø (NOVA).

Feltundersøgelserne blev udført i nært samarbejde med lokale landmænd, der herved takkes for deres samarbejde. Oplysninger vedrørende sprøjtemidler og foreslåede sprøjtetidspunkter blev oplyst af LandboCenter Midt, Viborg og Planteavlkontoret, Silkeborg. Vind- og vejrdata blev oplyst fra Metrologisk Institut. Disse institutioner takkes ligeledes for samarbejdet.

Felt- og laboratorieundersøgelser er udført af laboranterne Lise Lauridsen, Marianne Hilligsøe Pedersen, Johnny Nielsen og Susanne Luth Husted. De kontrollerede forsøg med *Gammarus pulex* og biomarkørscreening heraf, er udført af biologistuderende Lars-Henrik Heckmann. Statistiker Søren E. Larsen og biolog Rasmus B. Lauridsen har hjulpet med analyser, forsøg m.m. Vegetationsanalysen og vurdering heraf er udført af forsker Annette Baattrup-Petersen. Pesticidanalyser af vandprøver er udført af seniorforsker Betty Bügel Mogensen, DMU, Afdeling for Atmosfærisk Miljø (ATMI). Databasen er udarbejdet af systemudvikler Marianne Pedersen. Hans Løkke, TERI og Forskningschef Kurt Nielsen, FEVØ, DMU har deltaget i artikelskrivning og diskussioner vedrørende forsøg og resultatbearbejdelse. Alle ovenstående personer takkes for hjælp og godt samarbejde.

Projektet har haft en styringsgruppe med repræsentanter fra Miljøstyrelsen (MST): Cand. scient. Jens Mossin; Skov- og Naturstyrelsen (SNS): Biolog Lilian Van Der Bijl og Biolog Ivan Ben Karottki; Cand. agro. Hans Roust Thysen (først LandboCenter Midt, Viborg og senere Hobro- og Omegns Landboforening) og Hans Løkke (formand), Helle Weber Ravn og Nikolai Friberg, DMU. De involverede parter takkes for samarbejdet.

[Tom side]

Sammenfatning

Sprøjtefri randzoners effekt som virkemiddel til beskyttelse af vandløb og søer er dokumenteret ved eksperimentelle undersøgelser ved 6 udvalgte vandløb i Bjerringbro og Silkeborgområdet i nært samarbejde med landbruget. De undersøgte vandløb var alle små vandløb med bredde på under 2 m. Mere end 80% af alle danske vandløb er mindre end 2 m brede, og de undersøgte vandløb var derfor typiske for danske forhold generelt.

Feltundersøgelserne omfattede vegetationsanalyse og målinger af effekter i floraen i transekter fra marken og den lovpligtige 2 meters bræmme hen over vandløbene. En nyudviklet metode til effektmålinger i terrestriske planter i transekter fra marken gennem randzonen blev anvendt. Metoden viste akkumulerede biokemiske effekter i planter i op til 14 m fra marken. Den kraftigste påvirkning blev set inden for de første 2 m fra markkanten. Fem ud af de otte undersøgelser, der blev udført, viste en påvirkning af planter i randzonerne. Vindretning og vindhastigheden ved selve sprøjtningen var afgørende for om planterne blev påvirket.

Vegetationsanalysen viste at plantesamfundene i de undersøgte randzoner var artsfattige. De hyppigst forekommende arter var stor nælde, almindelig kvik, engrapgræs, lædden dueurt, samt burresterre. I de randzoner, hvor der var stor afstand (11 – 21 m) fra marken til vandløbet var artssammensætningen mere varieret.

Feltundersøgelserne omfattede ligeledes en analyse af makroinvertebratesamfundet samt effektundersøgelser på ferskvandstangloppen *Gammarus pulex*. Desuden blev antal og koncentrationen af pesticider i vandløbsvandet undersøgt. Udover de 6 randzonevandløb blev der taget prøver i 6 referencevandløb uden sprøjtepåvirkninger i randzonen. Der blev fundet 36 pesticider i vandprøverne, hvoraf kun få var insekticider. Generelt var koncentrationerne lave og der var ikke væsentlige forskelle i forekomsten mellem de to vandløbstyper (reference og randzone).

På de marker som indgik i undersøgelsen blev der ikke benyttet insekticider i hele undersøgelsesperioden. Der blev derfor ikke fundet effekter, hverken på makroinvertebratesamfundet som helhed eller for *Gammarus* specifikt, der kan henføres til brug og forekomst af pesticider i undersøgelsesperioden. For at belyse effekter ved lave doser blev der udført en række kontrollerede forsøg på såvel planter som makroinvertebrater. I disse undersøgelser blev der fundet effekter af insekticidet lambda-cyhalothrin på makroinvertebraterne ved koncentrationer ned til $0,05 \mu\text{g l}^{-1}$. Desuden blev en ny metode afprøvet til at spore biokemiske ændringer i *Gammarus pulex* som følge af eksponering med insekticidet lambda-cyhalothrin.

Transporten af pesticider i randzonen var betinget af en række stedspecifikke faktorer som vegetationshøjde, vindretning og -hastighed samt anvendelse af pesticiderne på de tilstødende marker. Da undersøgelsen fokuserede på at undersøge effekter under faktiske for-

hold, var det ikke muligt at forudsige hvilke stoffer der blev anvendt. Generelt blev der i undersøgelsesperioden kun fundet pesticider i meget små koncentrationer i de undersøgte vandløb. Ved en hensigtsmæssig brug af pesticider vil sprøjtning typisk foregå i perioder med lav vindhastighed, og der må under sådanne forhold forventes en meget lille vinddrift. Den relativt lave fund af pesticider, og at nogle randzoner ikke var påvirket, afspejler formentlig at der ved udsprøjtning er taget de nødvendige hensyn til vejrforholdene. Den direkte effekt af insekticider i de undersøgte randzoner kunne desuden ikke vurderes, da der ikke blev anvendt insekticider i de undersøgte sprøjtesæsoner. Imidlertid viser de kontrollerede forsøg, lavet som del af indeværende projekt, at insekticider kan have effekter på makroinvertebrater i meget lave koncentrationer. Makroinvertebratesamfundet havde en dårligere tilstand i randzonevandløbene, med landbrugsaktivitet i umiddelbar nærhed af vandløbet end i referencevandløbene. Desuden var vegetationen mest artsrig i de to randzonevandløb, der havde den bredeste randzone.

Den dårlige tilstand udtrykker formentlig en sum af faktorer som forekomst af pesticider, gødskning, oprensning og brinkerrosion, der alle er karakteristiske påvirkninger for vandløb i landbrugslandskabet. Selvom det i denne undersøgelse ikke er muligt at klarlægge årsagssammenhænge, indikerer resultaterne at en upåvirket randzone øger både randzonens og vandløbenes økologiske kvalitet. Denne forbedring af kvaliteten kan formentlig opnås selvom landbrug er den dominerende arealudnyttelse i vandløbenes opland. Således blev der i indeværende undersøgelse ikke fundet nogen store forskelle i pesticidbelastningen i de to typer vandløb (reference og randzone), hvilket tyder på at landbrugsaktiviteterne i oplandene var sammenlignelige. Alligevel var der forskelle på undersøgte strækninger hvilket formentlig alene afspejler forskelle i randzonen. Selvom indeværende undersøgelse var af et begrænset omfang, må det på baggrund af resultaterne anbefales at udlægge udyrkede randzoner for herigennem at sikre den økologiske kvalitet både i selve randzonen og i vandløbet. Randzonerne bør være bredere end den nuværende lov-mæssige bræmme på 2 m for at opnå en øget beskyttelse af vandløbene. Den optimale bredde af randzonerne vil afhænge af de lokale forhold, men vil typisk skulle ligge i intervallet 10-20 m hvis en effektiv afskærmning af vandløbene skal opnås.

English abstract

The effect of spray-free zones acting as an agent for the protection of streams and lakes is documented by experimental studies performed in close collaboration with the local farmers at six selected small (< 2 m) streams in the areas around Bjerringbro and Silkeborg in Denmark. The streams were representative of Danish streams as a whole, as more than 80% of Danish are less than 2 m wide.

The field experiments included a vegetation analysis and measurements of the effect on the flora in transects reaching from the field and across the stream. A recently developed method for effect studies in terrestrial plants was used. By using this method, accumulated biochemical effects were detected in plants growing up to 14 m away from the field. The strongest effect was seen within the nearest 2 m of the field edge. Three out of eight field studies showed effects in plants in the spray-free zones. Wind direction and wind speed during crop spraying was decisive for the effect on the plants. The vegetation analysis showed that the plant community in the tested spray-free zones was poor in species. The most abundant species were common nettle, couch grass, smooth meadow grass, codlings-and-cream, and cleavers. More species were observed in spray-free zones where the distance to the field was 11 – 21 m.

The field experiments also included an investigation of in-stream macro-invertebrate communities and survival of the amphipods *Gammarus pulex*. The in-stream concentration of pesticides was furthermore analysed during the sampling period. In addition to the six streams with agricultural activities within their riparian zones, six spray-free reference streams were sampled. A total of 36 different pesticides were found, out of which only a few were insecticides. Concentrations were generally low and there was no significant difference between the two types of streams (with and without spraying). There was no use of insecticides in the sprayed zones during the sampling period. No impacts on the macro-invertebrate communities, or on the survival of *Gammarus*, were detected that could be related to pesticide exposure during the sampling period.

In order to assess specific impacts of pesticides in low concentrations on the biota, a series of controlled experiments with lambda-cyhalothrin were performed using both plants and macro-invertebrates. These experiments showed that the macro-invertebrate community was affected by lambda-cyhalothrin in concentrations as low as 0.05 µg l⁻¹.

The present investigation showed effects of spraying at a distance of 14 m from the source. Pesticide drift in the riparian zone was related to several site-specific features such as vegetation height, wind speed, wind direction and the use of pesticides on adjacent fields. As the investigation was undertaken under unconstrained field conditions, it was not possible to predict, or influence, the use of pesticides. Overall, only low concentrations of pesticides were found in the streams investigated. If guidelines are followed, pesticides are ap-

plied at low wind speeds. The low number of pesticides found indicates that the involved farmers followed guidelines for application practice. Furthermore, the direct impact of insecticides in the riparian zone could not be evaluated, as interviews with the farmers showed that there was no recorded use of insecticides. However, results from the controlled experiments showed that very low concentrations of insecticides could affect stream macro-invertebrates. Therefore, if results on herbicide wind drift are representative for pesticides as a whole (including insecticides), it can be predicted that both adult aquatic insects in the riparian zone and in-stream macro-invertebrates could be impacted. Moreover, the ecological status of the in-stream macro-invertebrate community was poorer in agricultural streams than in the reference streams. In addition, vegetation in the riparian zone was more diverse in the two streams with the widest buffer strips between the stream and the agricultural fields.

The poorer ecological status of the agricultural streams is probably due to several inter-related factors such as pesticides, nutrients, dredging and erosion, which are all agricultural impacts. It is not possible to elucidate the causality between the biota and these factors separately, or in concert, in the present investigation. However, the results demonstrate that an un-impacted riparian zone could improve the ecological quality, both in the riparian zone itself and in the stream. This improvement could probably be achieved even if a large part of the catchment is agricultural land, as there were no major differences between the number of pesticides found in the two types of streams (reference and agricultural). This finding indicates that the land-use in stream catchments was comparable, despite the differences in ecological quality at the reach (sampling) scale. The present investigation was of limited scope, but the results suggest that a buffer strip without any agricultural activities would improve the ecological quality. The buffer strip should be wider than the current stipulated 2 m. The optimum width of the buffer would be between the interval 10 to 20 m.

1 Indledning

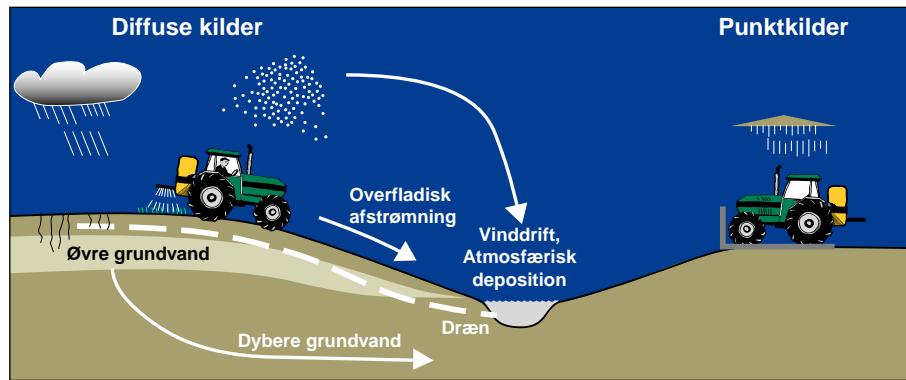
I dette projekt var formålet at undersøge sprøjtefri randzoners effekt som virkemiddel til beskyttelse af vandløb mod afdriften af pesticider. Undersøgelsen omfattede planter i selve randzonen og akvatiske makroinvertebrater i vandløbet. Der blev i projektet taget udgangspunkt i den lovmæssige 2 meters bræmme, da midlerne og projektets længde ikke kunne dække en omfattende systematisk undersøgelse af flora og fauna i vandløb og i randzoner med varierende størrelse.

Pesticider kan transporteres til vandløb ad flere veje (figur 1). Overordnet kan pesticider stamme fra både diffuse kilder og punktkilder. Vinddrift i forbindelse med udsprøjtning af pesticider kan forekomme også ved regelret anvendelse af pesticider. Det er mulighederne for at nedbringe vinddriften, der er hovedformålet med at udlægge bredere randzoner. Det er anvendelsen af marksprøjtetyper og teknikken som er forureningskilden. Imidlertid har flere undersøgelser vist, at diffus transport af opløste og sedimentbundne pesticider til vandløb via især dræn også er en meget væsentlig kilde til pesticider i vandmiljøet. Denne transport er tæt koblet til nedbørsepisoder, der mobiliserer pesticiderne så de kan transporteres i jord- og drænvand til vandløbet.

De største effekter af vinddrift på koncentrationen af pesticider i vandløbsvandet kan forventes i situationer med lav vandføring og dermed ringe fortynding. I modsætning hertil vil pesticidkoncentrationen være højest i forbindelse med store afstrømninger, når pesticiderne udvaskes fra jorden. For de vandopløselige pesticider vil den forhøjede koncentration være en kortvarig puls, hvorimod pesticider bundet til sediment vil kunne forekomme i længere perioder i vandløbet. Punktkildebelastning af vandløb stammer primært fra vaskepladser og gartnerier, og skyldes en ikke hensigtsmæssig håndtering af pesticiderne. Sådanne punktkilder kan lokalt have stor betydning for vandløbenes biologiske forhold, da de tilførte mængder af pesticider ofte vil være langt højere end de mængder der tilføres ved regelret anvendelse.

Projektet er udført som feltforsøg i nært samarbejde med lodsejere ved 6 udvalgte vandløb med bræmmer, fremover betegnet randzonestrandløb, i Bjerringbro- og Silkeborgområdet. Derudover blev der i samme område udvalgt 6 referencevandløb til at understøtte primært makroinvertebrateundersøgelserne (se senere). Endvidere er der udført kontrollerede flora- og faunaforsøg i laboratoriet og i eksperimentelle render i Tange Å for at belyse udvalgte pesticiders effekter i lave koncentrationer.

Der er i projektet anvendt en ny metode til vurdering af pesticideffekter i planter og dyr, som anvender biomarkører der måles ved tyndtlagskromatografisk (TLC) teknik. Metoden muliggør vurdering af herbicideksponering af planter i lave koncentrationer. Metoden kan anvendes til en kvantitativ vurdering af effektpåvirkningen, idet effekten kan vurderes ud fra intensiteten af biomarkørerne.



Figur 1 Transportveje for pesticider til vandløb.

Der er udført vegetationsanalyser ved de undersøgte vandløb for overordnet at kunne vurdere florasammensætningen i forhold til størrelsen af en randzone og herved en påvirkning af herbicider.

I projektperiodens to vækstsæsoner blev der ikke anvendt insekticider. Der er derfor udført særskilte eksponeringsforsøg med tanglopper (*Gammarus pulex*) og andre makroinvertebrater til vurdering af insekticidernes påvirkning på faunaen i selve vandløbet ved såvel felt- som laboratorieforsøg. Laboratorieforsøgene er ikke detaljeret beskrevet i denne rapport.

Flere tidligere antagelser er blevet anskueliggjort i projektet. En bred randzone giver en rig og varieret flora. Vindens hastighed og retning på sprøjtetidspunktet har betydning for en eksponering og eventuel effekt på planterne. Var vindretningen fra vandløbet mod marken var der ingen sprøjteeksponering på planterne. Blev der ikke anvendt herbicider var der ingen direkte eksponering af planterne i randzonen. Blev der ikke anvendt insekticider var der ingen direkte effekt på dyrene i vandløbet.

Feltundersøgelserne bygger på den måde, man håndterer pesticider i konventionelle dyrkede marker på omkring vandløb og giver herved undersøgelserne et billede af de umiddelbare effekter der ses i vandløbet og i randzonen kort tid efter en sprøjtning.

2 Metoder

2.1 Feltundersøgelser med planter

Der blev udvalgt randzoner langs 6 forskellige vandløb i Bjerringbro og Silkeborgområdet, samt 6 referenceområder hvor der ikke er landbrugsdrift. Vandløbene med forskellige randzoneforhold blev udvalgt ud fra placering og landbrugsdyrkningsforhold. Til alle feltundersøgelserne blev oplysning om de anvendte pesticider, tidspunkter indsamlet fra lodsejerne langs vandløbet og LandboCenter Midt, Viborg og Planteavlkontoret, Silkeborg. Vind- og vejrdata blev oplyst fra Metrologisk Institut (se tabel 1).

I efteråret 2000 blev to udvalgte randzoner ved Smedholt bæk og ved Tudbæk undersøgt ved opsætning af tre transekter. Brændenælde og blandet græs blev indsamlet 9 og 20 dage efter sprøjtning ved Smedholt bæk og brændenælde, mælkebøtte og blandet græs blev indsamlet 10 og 21 dage efter sprøjtning ved Tudbæk. Kontrolplanter blev indsamlet få dage før sprøjtningen. De øvrige forhold er beskrevet i tabel 1. Planterne blev vurderet for visuelle effekter (se tabel 2) og analyseret for plantebiomarkører.

Tabel 1 Oversigt over randzoneforhold og effekter

Område	Tid	Afstand mellem transekter	Længde pr. transekt	Målepunkter pr. transekt	Placering af transekt i forhold til marken	Vejrforhold ved sprøjtetidspunkterne	Afgrøde	Anvendte pesticider	Påvirkning af flora i randzone
Tudbæk	Efterår 2000	30 m; 30 m	16 m; 11 m; 8,6 m	8; 5; 4	S;S;S	17°C, S/SV, 7 m/s	Efter vårbygshøst	RoundUp 2000, TeamUp	Nej
Tudbæk	Forår 2001	33 m; 50 m	11 m; 8,7 m; 29 m	4; 4; 4	S;S;S	10-13,7°C, S/SV, 3-4 m/s	Vårbyg/ærter	Stomp, Basagran MP	Nej
Smedholdt	Efterår 2000	15 m; 15 m	6,5 m; 12 m; 5 m	4; 7; 4	N;N;Ø	14-15°C, SØ, 3m/s	Vinterbyg	Oxitril, Stomp, Boxer	≥ 12 m
Smedholdt	Forår 2001	14 m; 21 m	8,8 m; 6,2 m; 11,9 m	5; 4; 5	ØNØ; Ø; NØ	8,8°C, NV, 2 m/s	Vinterbyg	Rival	Nej
Ellerup*	Forår 2001	52 m; 43,5 m	4,1 m; 4,2 m; 4,3 m	3; 3; 3	NØ; NNØ; NNØ	7,9°C, S/SV, 2m/s	Vinterhvede	Express, SP 50	≥ 4,3 m
Hesselbæk	Forår 2001	38 m; 50 m	8,4 m; 10,2 m; 9,8 m	6; 6; 6	N; N; N	9,8°C, S, 3m/s	Vårbyg m/kløver	Basagran 480, Stomp	≥ 10,2 m
Danstrup	Forår 2001	29 m; 38 m	7,4 m; 6,5 m; 7 m	4; 4; 4	NØ; NØ; NØ	8,8°C, NV, 2m/s	Tridicale	Corbel, CCC	≥ 7,4 m
Skovgård	Forår 2001	33 m; 31,8 m	29 m; 26,9 m; 8,4 m	11; 11; 11	N/S; N/S; N/S	9,9°C, S/SV, 3m/s	Majs	Laddok TE, Renol	op til 14 m

* Et overvågningsvandløb (NOVA).

I foråret 2001 blev der opdyrket rød arve, *Anagallis arvensis*, i væksthushuset til udplantning i tre transekter i randzonerne ved de udvalgte vandløb (se tabel 1). Da planterne var to måneder gamle blev de klimatiseret til udendørsforhold i 10 dage og udplantet i randzonerne med 24 planter ved hver afstand i transekterne. Fire planter i hver afstand blev udtaget tre gange ved hvert vandløb sammen med referenceplanter, der blev dyrket udendørs ved DMU, Silkeborg. Vildtvoksende planter blev ligeledes udtaget samme dag som de udplan-

tede rød arve- og referenceplanter blev udtaget samme dag dels ved Sminge å (referenceområde) og ved DMU, Silkeborg. På basis af resultaterne fra de kontrollerede forsøg, var indsamlingstidspunkterne forskellige og afhængige af sprøjtemidlernes art og virkningsmekanisme. Planterne blev vurderet for visuelle effekter (se tabel 2) og placeret i plastikposer i frysetasker og nedfrosset til biomarkøranalyse.

Tabel 2 Visuelle effekter (VE) rating anvendt til evaluering af planter udsat for pesticidpåvirkning (Hamil *et al.*, 1977) og (Boutin *et al.*, 1993).

Rating system anvendt til at fastsætte størrelsen af herbicid visuelle effekter på planter			
VE: Visuel Effekt af planter eksponeret med herbicider (0-9):			
Rating	Interval %	Middel-værdi %	Detaljeret beskrivelse
0	0	0	Ingen effekt
1	1-5	3	Sporeffekt: ofte i forbindelse med en svag vækst stimulering
2	6-15	10.5	Svag effekt
3	16-29	22.5	Moderate effekt: planter 75% af størrelsen af kontrolplanter (fald med 25%)
4	30-44	37	Overlast: planter mere end 50% af kontrol og med en tydelig skade på blade og stængler
5	45-64	54.5	Definitivt skadet: planter halv størrelse af kontrol, blad epinasti, plantedele deformeret og misfarvet
6	65-79	72	Herbicidial effekt: planter 25% af størrelsen af kontrol, blad epinasti, plantedele deformeret og misfarvet
7	80-90	85	God herbicidial effekt: meget små planter, blad epinasti, plantedele deformeret og misfarvet
8	91-99	95	Nærmer sig fuldstændig død, kun få grønne dele tilbage
9	100	100	Fuldstændig død

2.2 Plantebiomarkørmetoden

Screening af planterne blev udført ved at anvende en lille håndpresse til at presse plantesaften ud af de frosne planter. Der blev anvendt "poolet" materiale fra hver enkelt indsamling i de enkelte transekter for at udligne den biologiske variation. Plantesaften blev centrifugeret i en bordcentrifuge i ependorfrør i 10 minutter før påsætning af 2 til 5 µl på tyndtlagskromatografiske aluminiumsplader på cellulose eller kieselgel. Pladerne blev straks placeret i et mættet kammer med en udviklingsvæske. Væsken suges op af pladematerialet og adskiller de enkelte naturstoffer i plantesaften. Efter lufttørring af pladerne i ca. 1 time, fremkaldes pletter (stofferne) med farvedannende reagenser (se tabel 3). S sammensætningen af stofferne sammenlignes med sammensætningen af stofferne i kontrolplanterne. Biomarkørmønsteret bestod i en sammensætning af stoffer der kun detekteres i de påvirkede planter eller kun detekteres i kontrolplanterne i forhold til de påvirkede planter. Intensiteten af biomarkørerne (1 = svag påvirk-

ning; 2 = middel påvirkning og 3 = kraftig påvirkning) var et udtryk for hvor kraftig påvirkningen var (se figur 3 til 5). Biomarkørmønsteret blev vurderet såvel visuelt som ved hjælp af avanceret tyndtlagskromatografisk (TLC) CAMAG udstyr, VideoStore og VideoScan kvantitativ billedanalyseudstyr.

Tabel 3 Screeningsmodel af biomarkører

TLC-Plader	Udviklingsvæske	Reagens 1	Reagens 2	Reagens 4	Reagens 6	Reagens 7
TLC Aluminium Sheets, Cellulose, Merck 1.05552	1-butanol: 50% myresyre (2:1)			Ninhydrin (varme) Visuel detektion		
HPTLC Aluminium Sheets, Silicagel 60 F ₂₅₄ , Merck 1.05548	1-butanol: eddikesyre: vand (4:1:5) øvre fase efter 5 min udrystning	Vanillin/ svovlsyre (varme) Visuel detektion	β-aminoethyl difenylborat Detektion ved 366 nm fluorescens		Molybdato-fosforsyre (varme) Visuel detektion	p-anis-aldehyd/ svovlsyre (varme) Visuel detektion

2.3 Vegetationsanalyse

Vegetationen blev registreret i juli-august 2001 i 1x1m kvadrater i tre transekter placeret vinkelret på vandløbene. Langs nogle vandløb blev der placeret transekter på begge breder, mens der langs andre kun blev placeret transekter på den ene bred. Dette fremgår af data-sættene for de enkelte vandløb (se database bilag 2). Kvadraterne blev placeret side om side i transekterne fra vandløbskanten og op til markkanten. Der blev dog maksimalt foretaget registreringer fra vandløbskanten og 5 m op. Det vil sige var markkanten længere end 5 meter fra vandløbskanten blev det resterende areal kun karakteriseret mht. dominerende arter samt arealudnyttelse (fx dyrkede marker). Arternes hyppighed blev vurderet i i alt 97 kvadrater. Arternes hyppighed blev vurderet vha. van der Maarels skala (se tabel 4)

Tabel 4 Van der Maarels skala til vurdering af arternes hyppighed

1	1 individ som dækker mindre end 5%
2	2-5 individer som dækker mindre end 5%
3	6-20 individer som dækker mindre end 5%
4	> 20 individer som dækker mindre end 5%
5	arten dækker fra 5-12,5%
6	arten dækker fra 12,5-25%
7	arten dækker fra 25-50%
8	arten dækker fra 50-75%
9	arten dækker mere end 75%

2.4 Makroinvertebrater og randzoner

2.4.1 Prøvetagningslokaliteter

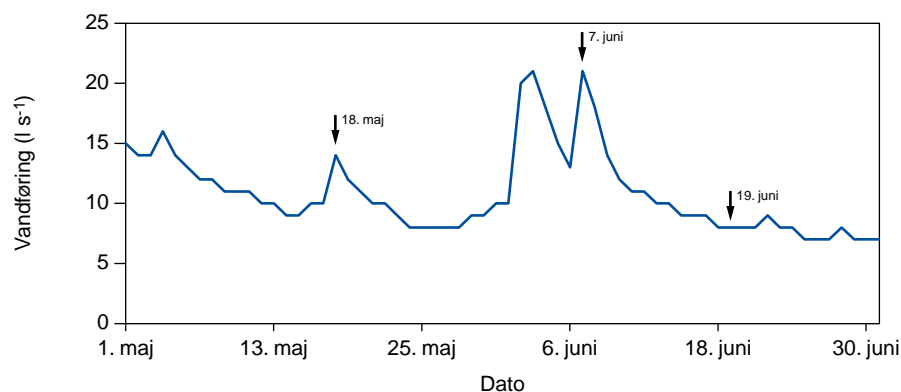
Ud over de 6 egentlige randzone-lokaliteter (tabel 1), blev der med henblik på makroinvertebrateundersøgelserne udvalgt yderligere 6 lokaliteter, der skulle fungere som referencer. Disse blev udvalgt således at der langs den strækning, hvor makroinvertebratundersøgelserne blev foretaget, ikke var landbrugsarealer. Alle vandløbene løb således gennem egentlig skov eller havde enkelte træer og ekstensivt dyrkede arealer i randzonen. Vandløbene var imidlertid ikke upåvirkede af landbrugsdrift i deres oplande, da de alene var udvalgt ud fra tilstedeværelsen af en randzone hvor der med sikkerhed ikke forekom sprøjtning. De 6 referencevandløb lå i samme geografiske område, og var af samme størrelse som de 6 randzonevandløb (tabel 5). For hovedparten af vandløbene faldt vandføringen i løbet af undersøgelsesperioden.

Tabel 5 Gennemsnitlig bredde og dybde, samt vandføring på to datoer i starten (18/5) og slutningen af prøvetagningsperioden (19/6), for de 12 undersøgte vandløb.

	Bredde (m)	Dybde (m)	Vandføring (l s ⁻¹)	
			18/5	19/6
Referencevandløb				
Brandstrup Bæk	1,21	0,10	45	35
Sdr. Vinge Bæk	1,55	0,04	10	5,1
Tjærbæk	2,00	0,09	80	59
Skovgaard Bæk, opstrøms	0,75	0,03	2,1	1,3
Keldbæk	1,61	0,04	16	13
Hagenstrup Møllebæk	1,35	0,05	19	21
Randzonevandløb				
Ellerup Bæk	1,11	0,07	15	7,8
Tudbæk	1,65	0,18	81	38
Hesselbæk	0,65	0,05	5,2	1,6
Smedholt Bæk	2,10	0,08	41	23
Skovgaard Bæk, nedstrøms	0,60	0,05	4,3	4,5
Danstrup Bæk	0,91	0,05	8,0	3,5

2.5 Pesticider

Der blev udtaget en vandprøve fra hvert af de 12 vandløb på 3 datoer (18/5, 7/6, 19/6) i løbet af forsøgsperioden med makroinvertebrater (maj-juni 2001). Prøverne blev udtaget både ved høj (18/5 og 7/6) og lav vandføring (19/6) (tabel 5 og figur 2), da især udvaskning via overfladeafstrømning og dræn sker ved nedbørshændelser (Kronvang *et al.* 2002). Vandprøverne blev analyseret for en bred vifte af pesticider (bilag 3).



Figur 2 Daglig vandføring i Ellerup Bæk i perioden fra 1/5 til 1/7 2001. Pile-
ne angiver tidspunktet for udtagning af vandprøver til pesticidanalyser. Det
forudsættes at afstrømningsforholdene for Ellerup Bæk er repræsentative for
de 12 vandløb som helhed.

2.6 Makroinvertebrater

Effekter på makroinvertebratesamfundet blev undersøgt ved hjælp af to metoder. Dels blev hele samfundets sammensætning analyseret udfra prøvetagninger før (8/5 – 2001) og efter (28/6 – 2001) den formodede, primære sprøjtesæsonen for insekticider, og dels udfra *Gammarus pulex* overlevelse i udsatte bure.

Makroinvertebraterne blev indsamlet ved hjælp af en standardiseret, semi-kvantitativ sparkeprøvetagning i henhold til Miljøstyrelsen (1998). Der blev for hver dato taget 3 prøver i hvert vandløb. Hver prøve repræsenterede 4 spark taget i et transekt over vandløbsprofilen (25, 50, 75 og 100% fra den ene brink). Prøvetagningen sikrede at alle tilgængelige habitater i vandløbet blev indsamlet. Prøverne blev i laboratoriet artsbestemt med enkelte undtagelser: Diptera (tovinger) blev generelt kun bestemt til underfamilie. På baggrund af artslisterne blev der foretaget en generel vurdering af makroinvertebratesamfundets sammensætning og beregnet Dansk Vandløbsfaunaindeks (DVFI) (Miljøstyrelsen, 1998).

Gammarus pulex blev indsamlet nedstrøms for undersøgelsesstrækningen i Hagenstrup Møllebæk. De blev i laboratoriet sorteret således, at de enkelte individer var af så ensartet størrelse som muligt. Desuden blev andre makroinvertebrater frasorteret. De indsamlede *Gammarus* blev opbevaret i iltigt vand og med tilgængelig føde i et kølerum ved 5°C. Der blev suppleret op med nye individer efter behov i løbet af forsøgsperioden. Inden forsøgets start blev der, ligeledes i laboratoriet, overført 10 *Gammarus* til hvert bur. Burene var lavet af plastrør (20 cm lange, diameter 10 cm) med en netåbning (1 mm maskevidde) i hver ende. Overførelsen af *Gammarus* til burene blev gjort om morgenen, hvorefter de blev transporteret ud til de 12 vandløb. I hvert vandløb blev der opsat 6 bure. Burene blev holdt fast på bunden vha. en stålbøjle. Efter 7 døgn blev det for hvert bur registreret hvor mange *Gammarus* der var levende, døde eller forsvundne. Denne registrering blev foretaget i felten umiddelbart efter optag. Nye bure, behandlet som beskrevet ovenfor, blev samtidig udsat i vandløbene. Forsøget forløb i fem uger fra 17. maj og frem til 14. juni

2001. I denne periode blev der udsat bure i vandløbene 5 gange, dvs. i alt 360 bure har indgået i forsøgene og 3600 *Gammarus*. Data analyseres ved anvendelse af en mixed model, hvor faktorerne dato (uge) og gruppe (reference/randzone) anses for at være "fixed" og vandløb (vandløbsstation) anses for at være en tilfældig faktor. For hver kombination af dato og gruppe er der i alt 36 replikater som igen kan deles op efter vandløb. Effekt af dato og gruppe analyseres ved F-tests i modellen.

2.7 Kontrollerede rendeforsøg

Formålet med rendeforsøgene var at undersøge korttidseffekterne af en pulseksponering med et insekticid. Som modelstof blev lambda-cyhalothrin valgt, da det er toksisk for akvatiske organismer i små doser (fx Lauridsen 2002). Forsøgsopstillingen bestod af 16 parallelle render placeret på et udvalgt stryg i Tange Å. Renderne var konstrueret af spunsvægge af galvaniseret jern, som var banket ned i vandløbsbunden. For enden af hver rende var der placeret et driftnet (maskevidde 200 μm) til opsamling af makroinvertebrater, der blev ført med strømmen. Hver enkelt rende var ca. 6 m lang og 0,15 m bred svarende til et på ca. 0,9 m^2 . Renderne repræsenterede således 16 individuelle mesokosmer med naturlige substrat- og koloniseringsforhold. Der blev udført fire replikater af henholdsvis en kontrol samt tre behandlinger med lambda-cyhalothrin (0,05 $\mu\text{g}/\text{l}$, 0,5 $\mu\text{g}/\text{l}$ og 5,0 $\mu\text{g}/\text{l}$). Under eksponeringen blev der doseret en given koncentration af lambda-cyhalothrin over 30 minutter ved hjælp af individuelle drop ved rendernes indløb. Der blev udtaget en vandprøve for hver koncentration for at undersøge den reelle koncentration. Før, under og efter eksponering blev der foretaget prøvetagninger af driften for at kunne bedømme baggrundsniveau, effekt og graden af recovery efter eksponering. Dagen før (27/8) og tre dage efter (31/8) eksponering blev baggrundsdriften undersøgt i tre tidsintervaller (formiddag, eftermiddag og aften/nat), hver af tre timers varighed. Eksponeringen med lambda-cyhalothrin blev udført om eftermiddagen d. 28/8 inden for samme tidsinterval (ca. kl. 14-17) som målingerne af baggrundsdrift. Selve eksponeringen blev foretaget i de første 30 min af perioden. Samme aften/nat umiddelbart efter eksponeringen blev driften målt over tre timer. Den anvendte statistiske metode til analyse af data var ensidig variansanalyse på følgende beregnede størrelse:

$$y = \log(x_1) - \log(x_2),$$

hvor x_1 og x_2 angiver driften målt i en bestemt rende og på et bestemt tidspunkt af døgnet enten før, under eller efter eksponering. Data blev således log-transformeret og dette var nødvendigt for at opnå normalitet samt varianshomogenitet af data. Det er en forskel mellem to drifttætheder der analyseres, fordi det er de samme render der indgår hen over analyseperioden.

3 Resultater

3.1 Effekter på randzoneflora og vandløbsfauna

Der er udført en række indledende kontrollerede sprøjteforsøg på randzoneplanter, amfibiske og vandplanter som vokser i det undersøgte område for at klarlægge plantearternes følsomhed i forhold til eksponering af sprøjtemiddel og biomarkørmønstre. Disse kalibreringsresultater er ikke inkluderet i denne rapport. Der er endvidere indsamlet frø fra randzoneplanter og opbygget en frøbank der nu forefindes i Terrestrisk Økologi, DMU.

3.2 Randzoner

Der blev indsamlet og analyseret vildtvoksende planter fra randzoner ved to forskellige vandløb før og efter sprøjtning i efteråret 2000. I foråret 2001 blev der udsat og indsamlet testplanter, rød arve, *Anagallis arvensis*, og indsamlet lokaltvoksende planter før og efter sprøjtning ved de 6 forskellige vandløb. Planterne blev vurderet for visuelle effekter og analyseret for plantebiomarkører (se metodeafsnit). Resultaterne fra de to feltundersøgelser blev sammenfattet i en populærvidenskabelig artikel (se bilag 1).

I nedenstående tabel 6 er angivet en oversigt over det fundne biomarkørmønstre fundet i kontrollerede forsøg samt i felten. Der var kun synlige effekter at se på de planter der stod i markkanten.

Tabel 6 Oversigt over biomarkører i eksponerede planter i kontrollerede forsøg og feltundersøgelser.

Samlet biomarkørmønstre i tyndtlagskromatografisk (TLC)-system 1,6 og 7								
Farve	Rf-værdi	Forsøg 1 1999-2001	Forsøg 2 1999-2001	Danstrup 2001	Hesselbæk 2001	Ellerup 2001	Skovgård 2001	Smedholt 2000
Rød/blå	0,30-0,42	A,D,Le,Lo, B,L,Be	A,Lo,C,L	A*,U	A*	A*	A*	U,P
Blå/blå	0,33-0,44	A,D,Le,Lo,B, L,Be	A,Lo,C,l	A*,U	A*	A*	A*	U,P
Gul- grøn/blå	0,50-0,54	A,D,B,Lo,M,N, Pr,R,S	A,Lo,C,L	A*	A*	A	U	U,P
Samlet biomarkørmønstre i TLC-system 4								
Violet	0,12-0,2	A,B,C,L,Lo,Pa, Pr,R,S,F,Be	A,C,L,Pl,Lo	i.d.	A*	A*	U	i.d.
Rød	0,23-0,24	A,C,D,I,Lo,Pl,R	A,L,Be,Lo, Pl	i.d.	i.d.	A*	i.d.	i.d.
Violet*	0,60-0,68	A,B,C,L,Lo,Pa, Pr,R,S,F,Be	A,C,L,Pl,Lo	i.d.	A*	A*	i.d.	i.d.

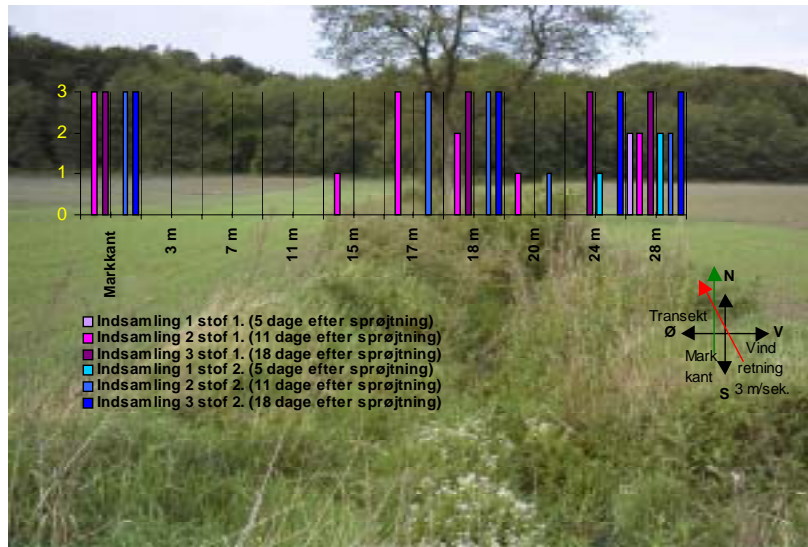
Forsøg 1: Kontrollerede forsøg med angivne planter eksponeret med Roundup Bio (glyphosat); Forsøg 2: Kontrollerede forsøg med angivne planter eksponeret med Ally (metsulfuron methyl); A: *Anagallis arvensis*; B: *Bellis perennis*; C: *Centaurea cyanus*; D: *Digitalis purpurea*; Be: *Berula erecta*; L: *Lemna minor*; P: *Poaceae*; Pa: *Papaver rhoeas*; Lo: *Lolium perenne*; S: *Sinapis arvensis*; R: *Rumex crispus*; Pr: *Prunella vulgaris*; F: *Fallopia convolvulus*; Pl: *Plantago lanceolata*; U: *Urtica dioica*; Le: *Leonurus cariaca*; I: *Inula helenium*; i.d.: ikke detekteret; *udplantet planter.

De enkelte biomarkører angivet i tabel 6 er endnu ikke endeligt identificeret, men identifikationsprocessen er igangværende. Få af de biomarkører, der fremkommer blandt andet i rød arve, *Anagallis arvensis*, efter eksponering med glyphosat er stofferne: prolin, tryptofan, fenylalanin, valin, prochatecuat, shikimisyre og leucin eller isoleucin. Disse stoffer er identificeret og koncentrationen af stofferne øges kraftigt fra 4 dage og op til 32 dage efter eksponering med glyphosat (resultat af de indledende undersøgelser).

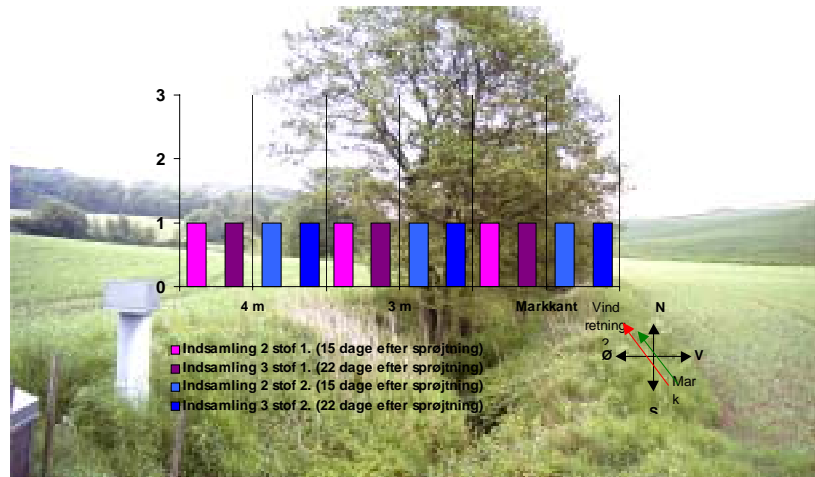
I figurerne 3, 4 og 5 er det vist hvorledes de to mest tydelige biomarkører ændrer intensiteten i forhold til den mængde af sprøjtemiddel som planterne udsættes for.

De to biomarkører, der udgør mønstrene i figur 3 til 5 var meget tydelige og altid tilstede sammen med andre biomarkører i de planter der havde været udsat for sprøjtemiddeleksponering med herbicider eller vækstregulerende stoffer, uanset hvilke reaktive stoffer der blev anvendt. Fra de kontrollerede undersøgelser (se tabel 6) hvor der blev anvendt herbiciderne Roundup Bio (glyphosat) og Ally (metsulfuron methyl), kunne disse stoffer ses i en række af forskellige planter. På grund af tiden og manglende finansiering var det ikke muligt at identificere disse stoffer.

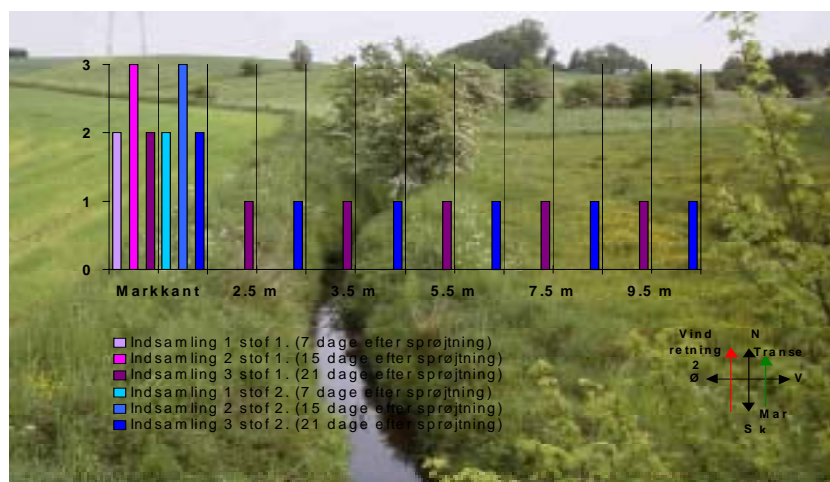
I sommeren 2001 blev der indsamlet data og udarbejdet en vegetationsanalyse for de plantearter, der fandtes i randzonerne ved de 6 udvalgte vandløb. Der var kun begrænset variation i plantesamfundene. Plantesamfundene i de undersøgte randzoner var artsfattige med dominans af ganske få næringskrævende arter. De hyppigst forekommende arter i de undersøgte randzoner var stor nælde, almindelig kvik, engrapgræs, ladden dueurt samt burrenerre. Randzonerne langs Tudbæk og Skovgård bæk adskilte sig delvist fra de andre randzoner (se figur 6). Plantesamfundene bar her præg af at markerne lå længere væk fra randzonerne, og at landbrugspåvirkningen derfor var mindre. Langs Tudbæk var der et græsningsareal med kvæg, mens der langs Skovgård bæk var en bred bræmme, som blev benyttet til høslet. Langs begge vandløb var der arter, som er delvist følsomme overfor landbrugsdrift.



Figur 3 Skovgård bæk, biomarkørmønster i rød arve, *Anagallis arvensis*, Rødt (blåt i sys. 6) stof 1 (Rf værdi 0.30 - 0.36) Blåt stof 2 (Rf værdi 0.33 - 0.39).



Figur 4 Ellerup bæk, biomarkørmønster i rød arve, *Anagallis arvensis*, Rødt stof 1 (Rf værsi 0.37-0.40) Blåt stof (Rf-værsi 0.41-0.46).



Figur 5 Hesselbæk, biomarkørmønster i rød arve, *Anagallis arvensis*, Rødt (blåt i sys. 6) stof 1 (Rf værdi 0.31 - 0.42) Blåt stof 2 (Rf værdi 0.33 - 0.44)

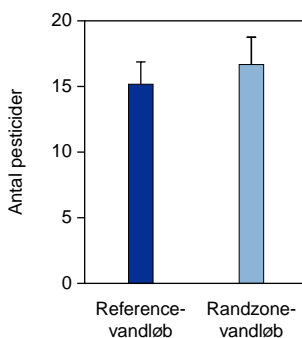


Figur 6 Randzone ved Skovgård bæk (venstre) og Tudbæk (højre).

3.3 Forekomst af pesticider og makroinvertebrater i vandløbene

3.3.1 Pesticider

Der blev fundet 36 forskellige pesticider i vandprøverne fra de 12 vandløb (bilag 4). Langt hovedparten af disse var herbicider, da der kun blev fundet i alt 6 insekticider og 3 fungicider. Der blev fundet flere pesticider i de vandprøver, der var taget ved de to første prøvetagninger (18/5 og 7/6) under de største afstrømninger. De fleste stoffer forekom i meget lave koncentrationer ($< 0,01 \mu\text{g l}^{-1}$). Herbicidet metamitron (1,2,4 triazinon) var det stof der blev fundet i den højeste koncentration ($0,60 \mu\text{g l}^{-1}$ i Hesselbæk). BAM, der er en metabolit af herbicidet dichlobenil, blev desuden fundet hyppigt i vandløbene og i den næst højeste koncentration ($0,46 \mu\text{g l}^{-1}$ i Hesselbæk). Koncentrationer af både insekticider og fungicider var meget lave. Den højeste koncentration for insekticider var $0,09 \mu\text{g l}^{-1}$ i Tudbæk for stoffet 2,4-dichlorphenol, og for fungicider $0,09 \mu\text{g l}^{-1}$ i Smedholt Bæk (fenpropiomorph). Der var kun en svag, og ikke signifikant (Students t-test, $p > 0,05$), tendens til at der var flere pesticider i randzonevandløbene sammenlignet med referencevandløbene (fig. 7).



Figur 7 Det gennemsnitlige antal pesticider fundet i de 12 vandløb ved de 3 prøvetagninger i maj/juni 2001.

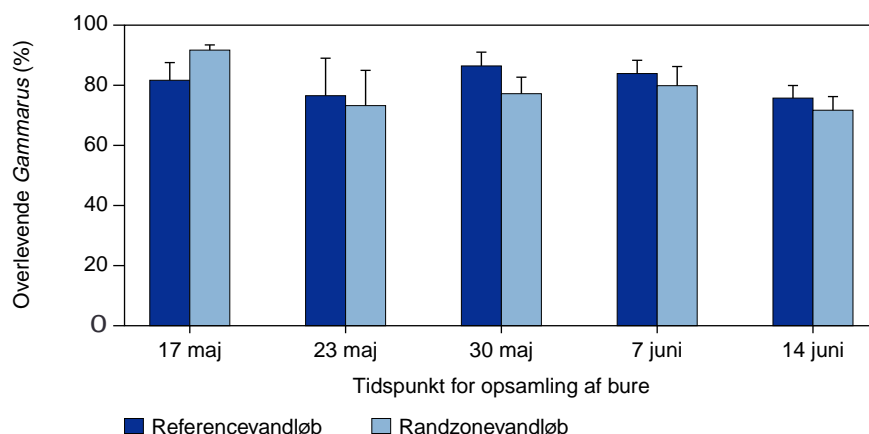
Der blev således gennemsnitligt fundet 16,7 pesticider i randzonevandløbene og 15,2 i referencevandløbene. Imidlertid var en tendens til at koncentrationerne generelt var højest i randzonevandløbene (appendiks 4). Desuden blev de stoffer, der var anvendt i randzonerne, ofte genfundet i vandløbene som fx pendimethalin ("STOMP") i Tudbæk og Hesselbæk. Imidlertid afspejler det høje antal pesticider, at der i de enkelte vandløb har været andre kilder til pesticider end vinddrift. At forekomsten generelt var højest ved de højeste vandføringer (figur 2), afspejler sandsynligvis at mange af de fundne pesticider er udvasket via dræn og overfladisk afstrømning.

Tabel 7 Biologisk karakterisering af vandløbene. Dansk Vandløbsfaunaindeks (DVFI) værdier for de 12 undersøgte vandløb før og efter den primære sprøjteperiode for insekticider. DVFI værdierne går fra 1 (stærk forurenet) til 7 (uforurenet). Tallene i parentes angiver antallet af diversitetsgrupper (Miljøstyrelsen 1998). Et højt antal diversitetsgrupper indikerer ligeledes en høj økologisk kvalitet.

	DVFI 8/5 – 2001	DVFI 28/6 – 2001
Referencevandløb		
Brandstrup Bæk	7 (18)	7 (13)
Sdr. Vinge Bæk	6 (11)	5 (7)
Tjærbæk	7 (17)	7 (10)
Skovgaard Bæk, opstrøms	6 (9)	6 (9)
Keldbæk	7 (16)	7 (13)
Hagenstrup Møllebæk	6 (9)	7 (11)
Randzonevandløb		
Ellerup Bæk	6 (7)	6 (5)
Tudbæk	6 (7)	5 (8)
Hesselbæk	4 (3)	4 (1)
Smedholt Bæk	5 (9)	5 (8)
Skovgaard Bæk, nedstrøms	6 (9)	6 (7)
Danstrup Bæk	7 (11)	6 (6)

Dansk Vandløbsfaunaindeks (DVFI) værdierne, og antallet af diversitetsgrupper, var højest for referencevandløbene sammenlignet med randzonevandløbene (tabel 7). Dette var gældende for begge prøvetagningsdatoer, og viser at den økologiske kvalitet var højest i referencevandløbene. Der skete ingen ændringer i DVFI værdierne i prøvetagningsperioden. To af randzonevandløbene og et af referencevandløbene, faldt med én DVFI i indekssværdi, mens et referencevandløb steg fra 6 til 7. For de fleste vandløb i begge grupper var der et fald i antallet af diversitetsgrupper. Dette skyldes, at en række arter emergerer fra vandløbene som voksne insekter inden for undersøgelsesperiode, og derfor ikke har forekommet i vandløbet ved den sidste prøvetagning. Det er formentlig ligeledes årsagen til at DVFI faldt i enkelte vandløb. Der er derfor med baggrund i disse resultater ikke nogen indikation af, at makroinvertebratesamfundet er blevet ændret i undersøgelsesperioden pga. ydre påvirkninger som fx pesticidbelastning. Denne konklusion underbygges af en TWINSPLAN klassifikation af makroinvertebratesamfundene (data ikke vist), der ikke viste nogle entydige forskelle mellem vandløbstype (reference og randzone) eller prøvetagningstidspunkt.

Figur 8 Den gennemsnitlige overlevelse i % af *Gammarus pulex* udsat i bure i de 6 referencevandløb og 6 randzonevandløb.



Overlevelsen af *Gammarus* udsat i bure var generelt høj og lå i hele perioden mellem 86% og 96% (figur 8). Der var ingen signifikante ($F_{(1,54)} \approx 0,00$, $p=0,9887$) forskelle mellem overlevelsen i reference- og randzonevandløb igennem undersøgelsesperioden, hverken for hver dato separat eller for perioden som helhed ($F_{(4,54)} = 1,51$, $p=0,2135$). Der er en tendens til at overlevelsen i begge vandløbstyper var lavest ved sidste prøvetagning, hvilket kan skyldes højere temperaturer og lavere iltindhold på dette tidspunkt. Som for makroinvertebratesamfundet som helhed, tyder undersøgelsen af *Gammarus*' overlevelse ikke på, at der har været nogen større ydre påvirkning af vandløbene i prøvetagningsperioden.

3.3.2 Rendeforsøg

De målte gennemsnitlige koncentrationer af lambda-cyhalothrin fra renderne var næsten identiske med den nominelle koncentration: $0,053 \mu\text{g l}^{-1}$ ($0,05 \mu\text{g l}^{-1}$), $0,420 \mu\text{g l}^{-1}$ ($0,5 \mu\text{g l}^{-1}$) og $4,21 \mu\text{g l}^{-1}$ ($5 \mu\text{g l}^{-1}$). Forsøgene i render med lambda-cyhalothrin viste en klar effekt af pesticideksponering på driften af makroinvertebrater. For den højeste koncentration af lambda-cyhalothrin på $5 \mu\text{g l}^{-1}$ steg driften af alle makroinvertebrater med en faktor 20. Det totale antal individer i drift var signifikant (tabel 8) større for alle 3 koncentrationer i forhold til kontrolrenderne, når driften under eksponering (kl. 14-17 d. 28/8) blev sammenlignet med driften dagen før (kl. 14-17 d. 27/8). Den samme signifikante forøgelse i driften ved en koncentration helt ned til $0,05 \mu\text{g l}^{-1}$ lambda-cyhalothrin fandtes for *Gammarus pulex*, mens forøgelsen i driften for *Baetis* sp. kun var signifikant (tabel 8) ved den højeste koncentration. En sammenligning af natdriften umiddelbart efter pesticideksponeringen (kl. 20-23 d. 28/8) med natten før viste derimod næsten ingen forskelle. Kun driften af *Gammarus* ved en koncentration på $0,5 \mu\text{g l}^{-1}$ var signifikant forskellig mellem de to prøvetagnings-tidspunkter ($F_{(1,12)} = 13,75$, $p=0,0030$). Efter 72 timer var driften af alle makroinvertebrater, *Gammarus* og *Baetis* sp. næsten helt identisk med niveauet fra før eksponering, og der var ingen signifikante forskelle ($p > 0,05$). Samlet viste forsøgene en meget markant, men kortvarigt, driftrespons på pulseksponeringen (30 min) med lambda-cyhalothrin i koncentrationer helt ned til $0,05 \mu\text{g l}^{-1}$. Samtidig viste forsøgene, at driften indenfor få timer vendte tilbage til det oprindelige niveau, og at der ikke var noget tegn på mere permanente ændringer i driften. Resultaterne af driftforsøgene fremgår af bilag 5.

Tabel 8 Statistisk sammenligning af driften for alle 3 koncentrationer af lambda-cyhalothrin i forhold til kontrolrenderne, når driften under eksponering (kl. 14-17 d. 28/8) blev sammenlignet med driften dagen før (kl. 14-17 d. 27/8).

	Total drift	<i>Gammarus</i>	<i>Baetis</i> sp.
Kontrol mod alle konc.	$F_{(3,12)} = 43,19$, $p < 0,0001$	$F_{(3,12)} = 51,36$, $p < 0,0001$	$F_{(3,12)} = 4,65$, $p = 0,022$
Kontrol mod $0,05 \mu\text{g l}^{-1}$	$F_{(1,12)} = 9,14$, $p = 0,0106$	$F_{(1,12)} = 7,77$, $p = 0,0164$	$F_{(1,12)} = 0,27$, $p = 0,6157$
Kontrol mod $0,5 \mu\text{g l}^{-1}$	$F_{(1,12)} = 55,33$, $p < 0,001$	$F_{(1,12)} = 81,91$, $p < 0,001$	$F_{(1,12)} = 1,58$, $p = 0,2325$
Kontrol mod $5 \mu\text{g l}^{-1}$	$F_{(1,12)} = 110,06$, $p < 0,001$	$F_{(1,12)} = 114,19$, $p < 0,001$	$F_{(1,12)} = 11,98$, $p = 0,0047$

4 Diskussion

I projektet er en række antagelser blevet evalueret: En bred randzone giver en rig og varieret flora; blev der ikke anvendt herbicider var der ingen effekt på planterne i randzonen; vindens hastighed og retning på sprøjtetidspunktet har stor betydning for om planterne i randzonen påvirkes; blev der ikke anvendt insekticider var der ingen effekt på vandløbsfaunaen.

Bichel-udvalget anbefalede at der hurtigst muligt blev etableret 10 m brede sprøjtefri randzoner langs alle målsatte vandløb og alle søer over 100 m². Ifølge de nye resultater i denne rapport, kan det vurderes til ikke at være tilstrækkeligt for helt at undgå en pesticidpåvirkning af floraen i randzoner og vandløb. Ved anvendelse af en ny følsom metode til effektundersøgelser på planter, har det vist sig at være en herbicidpåvirkning i planterne i op til 14 m hen over et vandløb og påvirkningen var tilstede i mindst 22 dage efter sprøjtningen (se tabel 1 og figurene 3-5). Den kraftigste påvirkning i planterne blev set inden for de første 2 m fra markkanten. Denne påvirkning af planterne er imidlertid afgørende for vindretning og vindhastigheden på selve sprøjtetidspunktet.

Undersøgelserne i denne rapport blev udført i så naturlige omgivelser som muligt i randzoner ved vandløb. I de indledende kontrolrede undersøgelser blev der fundet plantebiomarkørmønstre i planter eksponeret med 1% af anbefalet feltdosering af glyphosat uden visuelle effekter på planterne i fra 4 dage og op til 32 dage efter eksponering. Dette understøtter følsomheden af metoden.

I vores feltundersøgelser i 2001 var vegetationen lav, i samme højde som afgrøden ved forårsprøjtningen. Den naturlige vegetation har derfor ikke kunnet udgøre et "afsætningsværn" for driften ved sprøjtningen. Ved efterårsprøjtningen i 2000 var vegetationen høj, specielt stor nælde, og planten har derfor kunnet medvirke til en reduktion i driften over vandløbet. Alligevel var der i ved et enkelt vandløb, Smedholt bæk (se tabel 1) eksponering af stor nælde og blandet græs i 12 m fra marken.

Vedrørende drift i forbindelse med forskellige sprøjteteknikker, konkluderer Van de Zande *et al.* (2002), at sprayteknikker kan vurderes og rankes i forhold til sprayafsætning på planter og på jord i forhold til spraydrift og luftbåren drift. En reduktion i afsætning af sprøjtemidler på jorden er ikke nødvendigvis den samme ved en reduktion af den luftbåren drift. En driftreducerende teknik kan også medføre en stigning i afsætning af sprøjtemidler på jorden under afgrøden og herved øge en risiko for en vandforurening via afstrømning med jorden. Derfor er det vigtigt i vurderingen af randzonens størrelse i forhold til sprayteknik, at såvel luftbåren drift som afstrømning via jordudvaskning vurderes samlet.

Plantesamfundene i randzonerne langs de undersøgte vandløb var generelt artsfattige og med forekomst af almindelige næringskrævende arter. Imidlertid kan de fundne forskelle i artssammensætning

gen i de undersøgte randzoner også afspejle andre landbrugsrelaterede påvirkninger som fx gødskning. Stor nælde og almindelig kvik var de to hyppigste arter. I relation til pesticider kan dette skyldes to forhold. Det ene er, at de anvendte herbicider i tidens løb har udryddet de følsomme arter og de registrerede arter har overtaget området. Det andet er, at de følsomme arter langsomt er blevet hæmmet i væksten og er blevet udkonkurreret af de nuværende arter. Dog fandtes der langs to af de undersøgte vandløb (Skovgård bæk og Tudbæk) også arter som er mere følsomme over for det konventionelle landbrugs anvendte pesticider. Det skyldes formentlig, at landbrugspåvirkningen af randzoner er mindre langs disse to vandløb, da arealudnyttelsen ned til randzonerne var ekstensiv.

I denne undersøgelse blev der ikke fundet klare effekter på makroinvertebratesamfundet, hverken målt ud fra hele samfundet (inkl. DVFI) eller som overlevelsen af *Gammarus*. Der blev ikke anvendt insekticider i randzonen af de undersøgte vandløb, og forbruget i oplandene, udtrykt ud fra koncentrationen af insekticider i vandprøverne, har ligeledes været meget lavt. Selvom koncentrationen af herbicider fundet i randzonevandløbene generelt var højere end i referencevandløbene, er de fleste herbicider ikke toksiske for makroinvertebrater i selv meget høje koncentrationer (fx Solomon *et al.* 1996). Værdierne ligger for den helt overvejende del af stoffer væsentligt under maximum permissible concentrations (MPCs) for vand (Crommentuijn *et al.* 2000). Som udgangspunkt havde randzonevandløbene en generelt dårligere vandløbskvalitet udtrykt vha. DVFI sammenlignet med referencevandløbene. Dette kunne skyldes sedimentbundne pesticider, der findes ophobet i sedimentet fra tidligere hændelser. Således viste en undersøgelse af vandløbssedimentet i 29 små vandløb, at den totale mængde pesticider i vandløbssedimentet var den variable der bedst forklarede makroinvertebratesamfundets sammensætning, herunder fraværet af visse arter som *Gammarus* (Friberg *et al.* 2003). Mere sandsynligt forekommer det imidlertid, at randzonevandløbene var generelt langt mere forstyrrede. Randzonevandløbene var alle tidligere kanaliseret og havde generelt dårligere fysiske forhold sammenlignet med referencevandløbene. At pesticider formentlig ikke var hovedårsagen til observerede forskelle underbygges desuden af, at referencevandløbene ikke havde væsentligt lavere forekomst af pesticider sammenlignet med randzonevandløbene. Konklusionerne skal dog tages med det forbehold, at især pulse af pesticider er vanskelige at registrere og høje koncentrationer kan derfor have forekommet uden at de blevet fanget af prøvetagningsprogrammet. Desuden kan der have forekommet pesticider udover de der er indgået i analysen som fx lambda-cyhalothrin. De kontrollerede rendeforsøg viste tydeligt, at når først insekticider kommer ud i vandløbene kan de medføre store effekter i meget små koncentrationer. Dette er naturligvis især tydeligt for de meget potente insekticider som pyrethroidet lambda-cyhalothrin, der blev anvendt i undersøgelsen. Imidlertid er vandløb åbne systemer og har derfor ofte et stort rekoloniseringspotentiale. Rendeundersøgelsen viste i overensstemmelse hermed, at effekten på driftniveauet var meget kortvarigt, og det er fra denne undersøgelse ikke muligt at vurdere hvorvidt samfundet i renderne er blevet ændret. Både *Gammarus* og *Baetis* sp. er gode kolonisatorer, hvorimod andre arter har et ringere spred-

ningspotentiale og derfor også må forventes at være mere følsomme over pesticideksponeringer.

En undersøgelse af voksenstadiet af slørvingen *Brachyptera risi* viste en meget stor følsomhed overfor lambda-cyhalothrin (Lauridsen 2002). Akvatiske insekter må derfor i deres terrestriske voksenstadium forventes at være meget følsomme overfor pesticideksponering i randzonen. De fleste voksne akvatiske insekter holder sig tæt på vandløbet i randzonen (fx Petersen *et al* 1999) og de kan derfor blive eksponeret for pesticider i vinddrift.

[Tom side]

5 Referencer

Boutin, C., Freemark, K.E. & Keddy, C.J. (1993): *Proposed guidelines for registration of chemical pesticides: Nontarget plant testing and evaluation*. No. 145. Environment Canada, Hull, Q.C., Canada: Canada Wildlife Service (headquarters).

Crommentuijn, T., Sijm, D., de Bruijn, J., Van Leeuwen & van de Plassche, E. (2000): Maximum permissible and negligible concentrations for some organic substances and pesticides. *J. Environ. Management*, 58, 297-312.

Friberg, N., Lindstrøm, M., Kronvang, B. & Larsen, S.E. (2003): Macroinvertebrate/sediment relationships along a pesticide gradient in Danish streams. *Hydrobiologia*, in press.

Hamil, A.S., Marriage, P.B. & Friesen, G. (1977): A method for assessing herbicide performance in small plot experiments. *Weed Sci.*, 25, 386-389.

Kronvang, B., Strøm, H.L., Hoffmann, C.C., Laubel, A. & Friberg, N. (2002): Subsurface tile drainage loss of modern pesticides: field experiment results. p. 42-49 in International conference on diffuse pollution, Amsterdam.

Lauridsen, R.B. (2002): Pesticideffekter på makroinvertebrater i vandløb med særlig fokus på pyrethroidet lambda-cyhalothrin. Specialrapport fra Ferskvandsbiologisk Laboratorium, Københavns Universitet og Danmarks Miljøundersøgelser, Afd. for Ferskvandsøkologi.

Miljøstyrelsen (1998): Biologisk bedømmelse af vandløbskvalitet. Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 5. Miljø- og Energiministeriet.

Petersen, I., Winterbottom, J.H., Orton, S., Friberg, N., Hildrew, A., Spiers, D.C. & Gurney, W.S.C. (1999): Emergence and lateral dispersal of adult Plecoptera and Trichoptera from Broadstone Stream, U.K. *Freshwater Biology*, 42, 401-416.

Solomon, K.R., Baker, D.B., Richards, R.P., Dixon, K.R., Klaine, S.J., La Point, T.W., Kendall, R.J., Weiskopf, C.P., Giddings, J.M., Giesy, J.P., Hall, L.W. & Williams, W.M. (1996): Ecological risk assessment of atrazine in North American surface waters. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 15, 31-76.

Van de Zande, J.C.; Michielsen, J.M.G.P.; Stallinga, H.; Porskamp, H.A.J.; Holterman, H.J. & Huijsmans, J.F.M. (2002): Environmental risk control. *Aspects of Applied Biology*, 66, 1-12.

[Tom side]

Bilagliste

Bilag 1

Helle Weber Ravn, Lise Lauridsen, Hans Løkke, Nikolai Friberg, Annette Baatrup-Petersen og Kurt Nielsen (2002): *Sprøjtmidler på afveje*. *Aktuel Naturvidenskab*, 3, 21-23.

Bilag 2

Data brugt til vegetationsanalyse.

Bilag 3

Liste over analyserede pesticider

Bilag 4

Tabel over fund og forekomst af pesticider i de 12 vandløb.

Bilag 5

Resultater fra randzoneforsøget

[Tom side]

Sprøjtemidler på afveje

En ny metode kan afsløre, om planter har været udsat for sprøjtemidler.

Metoden, som er udviklet af Danmarks Miljøundersøgelser, har vist, at de lovpligtige bufferzoner langs vandløbene er utilstrækkelige.

Af Helle Weber Ravn,
Lise Lauridsen, Hans Løkke,
Nikolai Friberg,
Annette Baatrup-Petersen
og Kurt Nielsen

I det moderne landbrug bekæmper man ukrudt med sprøjtemidler. Totusinde tons bliver hvert år sprøjtet ud på markerne i Danmark. Men ikke alt havner, hvor det skal. Noget rammer utilsigtede områder, der grænser op til markerne. Og her gør ukrudtsmidlerne skade og ingen gavn.

De mange vandløb, der løber gennem den danske landbrugsjord, er en af de naturtyper, der er truet af sprøjtemidlerne. Og vi har mange små vandløb herhjemme. For hver kvadratkilometer landbrugsjord løber der ca. 1,5 km vandløb. Dyr og planter i vandløbene er særligt følsomme for sprøjtemidler og havner sprøjtemidlerne først i vandløbene, kan de transporteres langt omkring.

Det er imidlertid ikke nemt at påvise rester af sprøjtemidler og dermed bevise, at de er havnet på den forkerte side af grænsen. Dels omsættes sprøjtemidlerne hurtigt i naturen, dels er analyserne for sprøjterester meget dyre.

Men sprøjtemidlerne afsætter et varigt fingeraftryk i mange planter. Ved Danmarks Miljøundersøgelser har vi nu udviklet en ny metode, som kan afsløre

disse fingeraftryk. Metoden kan vise, om der på et tidspunkt er kommet sprøjtemidler i et bestemt område.

Fingeraftryk

Ukrudtsmidler (herbicider) påvirker planterne kemisk, så planterne danner et nyt mønster

af indholdsstoffer i cellerne. Disse ændringer bliver inde i plantens celler - også når påvirkningen af sprøjtemidler er ophørt. Ofte kan man ikke se på planterne, at de er blevet sprøjtet. De forandrer ikke udseende og resterne fra sprøjtemidler forsvinder efter en kortere peri-

ode. Men mønsteret af de kemiske forbindelser i planterne kan afsløre fortiden. Man kalder forbindelserne for biomarkører, fordi de markerer forandringer i den levende organisme.

Det har vist sig, at ændringerne i planterne er meget specifikke alt efter hvilket sprøjte-



Foto: Agnes Dahlgaard

Konventionelt landbrug

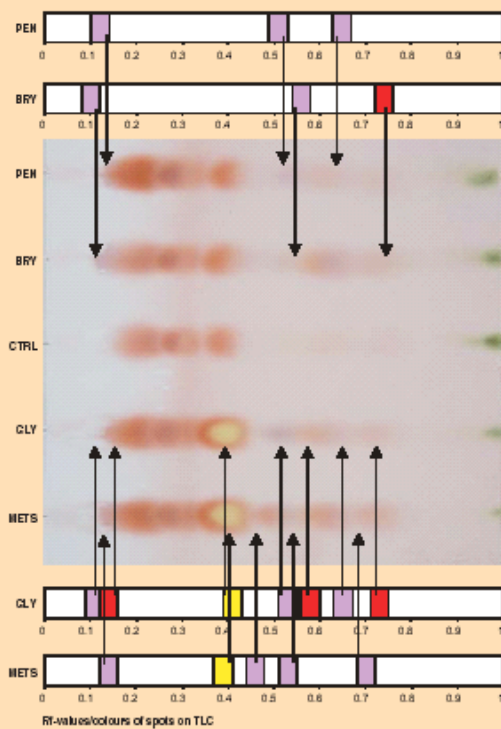
Den dominerende arealanvendelse i Danmark er konventionelt drevet landbrug, hvor der i større eller mindre omfang anvendes sprøjtemidler (pesticider). Samtidig findes et meget tæt vandløbsnetværk, der gennemvæver landskabet (ca. 1,5 km vandløb pr. km²), og som giver en stor grænseflade til landbrugsarealerne. Vandløb og deres randzoner er derfor potentielt meget udsatte for eventuelle påvirkninger af sprøjtemidler, som anvendes på til tilstødende marker. De mest anvendte sprøjtemidler er ukrudtsmidler (herbicider), og der blev i år 2000 solgt næsten 2000 tons til landbruget.

Screening af planter

Screeningen af planter foregår ved brug af frisk plantesaft. Planter presses med en håndpresser og saften centrifugeres i en lille bordcentrifuge. To til fem ml plantesaft placeres på en tyndlagskromatografisk plade med et fast stof. Pladen placeres i et udviklingskammer med en væske. Pladematerialet suger væsken op og adskiller de enkelte naturstoffer i plantesaften. Når pladerne er tørre, kan man fremkalde pletter for hvert stof med forskellige farveagenser, der påføres pladen (se figur).

Sammensætningen af stofferne på pladen sammenlignes med sammensætningen af stofferne fra kontrolplanterne.

Det mønster af forskellene (biomarkør-mønstret), der fremkommer, består af stoffer, der kun er synlige i de sprøjtede planter eller kun synlige i de ikke sprøjtede planter. Intensiteten af pletterne på pladen er et udtryk for, hvor kraftig påvirkningen er. Plantesaften bliver testet i mange forskellige kromatografisystemer for at fange alle de ændringer, der er entydige for en påvirkning af planten.



Figur 1: En kromatografiplade der viser forskellene i aminosyresammensætningen i plantesaft fra rød arve (*Anagallis arvensis*) sprøjtet med fire forskellige sprøjtemidler med forskellig virkning: Roundup Bio (aktivt stof = glyphosate = GLY); Aily (aktivt stof = metsulfuron methyl = METS); Stomp (aktivt stof = pendimethalin = PEN) og Saxo (aktivt stof = Bromoxynil = BRY); Ctrl = kontrolplanter.

middel, der er anvendt. Det gør den nye metode meget brugbar til mange forskellige undersøgelser med sprøjtemiddepåvirkning på planter.

Selve analysemetoden er ret enkel. Man presser lidt saft ud af planten og afsætter en ganske lille dråbe saft for enden af en såkaldt kromatografisk plade. Det er en plade, der er påsmurt et fast stof. Sætter man pladen ned i en væske, vil væsken trække stofferne i plantesaften op ad pladen. Alt efter de enkelte stoffers kemiske udseende, størrelse og form vandrer de forskellige stoffer kortere eller længere op ad pladen (se boks).

Når kromatografipladen er tør, tilsætter man reagenser, der farver de forskellige stoffer på pladen. Man fremkalder så at sige et billede af plantevæskens stoffer. Nu kan man sammenligne billedet med det mønster, man får fra en plante, der med sikkerhed ikke har været sprøjtet. Er der forskel på de to billeder, kan man med sikkerhed fastslå, at planten har været sprøjtet.

Langt fra marken

Den lille markplante rød arve har vist sig at være særlig følsom over for sprøjtemidler. Vi brugte derfor rød arve til at undersøge, om sprøjtemidler, der var tiltænkt markens ukrudt kom i nærheden af nærliggende vandløb og deres randzoner.

Vi dyrkede rød arve under kontrollerede forhold i et væksthus og disse planter blev senere udplantet langs linier, der gik vinkelret på vandløbet - fra markens kant, gennem den udyrkede bufferzone, der grænser op til vandløbet og videre over på den anden side af vandløbet. I alt tre steder på vandløbsstrækningen.

Plantene blev udplantet før marken blev sprøjtet. Syv, 15 og 21 dage efter marken var sprøjtet indsamlede vi igen de udplantede planter (rød arve). Vi vurderede først, om der var en synlig påvirkning af planten - dvs. om de var gullige eller så »visne ud«. Derefter målte vi biomarkør-mønstret i planterne.

Resultaterne af undersøgelse viste tydeligt, at sprøjtemidlerne i vid udstrækning bliver transporteret med vinden. I fire ud af de seks undersøgte randzoner med udplantet rød arve fandt vi biomarkører i planterne og dermed sprøjteeffekt. Også de naturligt forekommende planter på stedet blev analyseret og de viste ligledes en effekt. Disse planter var ikke nær så følsomme, da reaktionen kom meget senere.

Den tydeligste og hurtigste effekt blev fundet inden for de første to meter fra marken og kun få dage efter sprøjtning. Selv om landmændene var meget påpasselige med de optimale vejrforhold og lav vindhastighed ved sprøjtningen, kunne vi alligevel påvise biomarkører i planterne op til 14 meter væk fra den sprøjtede mark over vandløbet. Det betød, at planter helt ovre på den anden side af vandløbet var påvirket af sprøjtemidlerne. Med andre ord er de anvendte sprøjtemidler sandsynligvis også havnet i selve vandløbet med den skade det kan forvolde det.

Utilstrækkelig bufferzone

I vores forsøg blev sprøjtningen foretaget af landmændene i relativt svag vind (3 meter per sekund). Det viser med al tydelighed, at man bør være yderst påpasselig med at udbringe sprøjtemidler i blæsevejt.

Det var også tydeligt, at den lovbestemte meters randzone langs vandløbene i dag virker mere som et afsætningsområde end som et værn mod pesticider i det åbne land. De to meter er derfor ikke tilstrækkeligt til at hindre sprøjterester i nå ud i vandløbene.

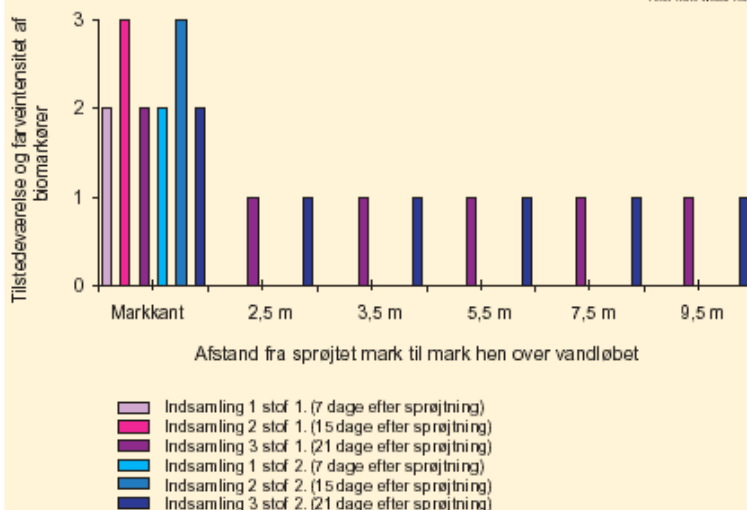
Endvidere fremgik det af undersøgelsen, at en høj vegetation af eksempelvis buske og træer langs vandløbene er bedre til at fange sprøjterester end en lav kantzone, der blot består af f.eks. græs.

Fremtidige muligheder

Vores biomarkørmetode har vist sig at være et meget værdifuldt værktøj, specielt fordi de obser-



Foto: Helle Weber Ravn, DMU



Figur 2. Målinger af biomarkørkoncentrationen i planten rød arve (*Anagallis arvensis*) på tværs af Hesselbæk (foto), fra markkanten (tv) hen over vandløbet. Den røde og blå søjle viser intensiteten af biomarkørerne, der er kraftigst i markkanten. Det fremgår, at planterne i hele tværsnittet er påvirket af sprøjtemidler (her pendimethalin, bentazon og MCPA).

verede ændringer forbliver i planterne i ugevis efter en sprøjtning.

Da den fysiologiske reaktion i planten, som biomarkørmetoden kan afsløre, viser sig langt tidligere end synlige effekter på planten, er metoden meget velegnet som et tidligt varslings-

stem til mange biologiske effektstudier.

Et andet område, hvor det er oplagt at bruge metoden, er som en forscreening til kontrol af økologisk frugt og grønt, idet man nemt og hurtigt vil kunne afgøre, om der har været brugt sprøjtemidler.

Ved DMU arbejder vi for tiden med at videreudvikle metoden, så vi på et tidspunkt kan undersøge, om den kemiske sammensætning i vandløbenes smådyr også ændrer sig, når de udsættes for sprøjtegifte i lighed med, hvad man ser i planter. ☺

Om forfatterne

Helle Weber Ravn er seniorforsker ved Afd. for Terrestrisk Økologi, Danmarks Miljøundersøgelser. e-mail: her@dnu.dk.

Hans Løkke er forskningschef, Afd. Terrestrisk Økologi. Kurt Nielsen er forskningschef, Afd. for Ferskvandsøkologi. Lise Lauridsen er laboratorieassistent, Afd. for Terrestrisk Økologi. Nikolai Friberg er seniorforsker og Annette Baatrup-Petersen er forsker, begge ved Afd. for Ferskvandsøkologi.

Danmarks Miljøundersøgelser
Vejløvej 25, Postboks 314,
8600 Silkeborg
Tlf.: 89 20 14 00

Yderligere læsning

Ravn, H.W. 2000. An assay method and kit for testing biological material for exposure to stress using biomarkers, International PCT-patentanøgning (PA 2000 00874, 30 May 2000, WO 01/92879 A1) offentliggjort 6/12/2001.

Bekæmpelsesmiddelsstatistik 2000. 2001. Orientering fra miljøstyrelsen, nr. 10, 2001. Miljøstyrelsen.

Ny dansk test kan afsløre gift i mad. H. Jensen i Ingeniøren, 27. årgang nr. 42

Billig og nem test afslører sprøjtegift i planter. John Aagaard i Grønspiren, februar 2002 (ISSN 1601-6289)

Planter afslører pesticidforurenede grunde. H.W. Ravn, H.P.B. Hansen, L. Kaalund og H. Løkke, AVJ-info nr. 6/2002 fra Amzernes Videncenter for Jordforurening.

Hjemmeside for DMU:
www.dnu.dk

Bilag 2 Eksempel på database

Hovedmenu

HOVEDMENU - Randzoneprojekt

Vælg funktion

Brinkplanter

Fauna

Vælg station

Brandstrup bæk

Danstrup bæk

Ellerup Bæk

Hagenstrup bæk

Hesselbæk

Keldbæk

Sdr. Vingebæk

Skovgård bæk ned.

Skovgård bæk op.

Smedholt bæk

Tjærbæk

Tudbæk

Åben

Luk Databasen

Afslut Access

Valgt faunastation

frm_faunaliste : Form

FAUNALISTE

Station	Dato	Faunanr	Latinsk navn	Antal
Ellerup Bæk	20010508	6000101	Dugesia gonocephala	1
Ellerup Bæk	20010508	20060001	Tubificidae indet.	4
Ellerup Bæk	20010508	21040101	Eiseniella tetraedra	4
Ellerup Bæk	20010508	24000001	Hydracarina indet.	1
Ellerup Bæk	20010508	41501010	Asellus aquaticus	2
Ellerup Bæk	20010508	42020103	Gammarus pulex	460
Ellerup Bæk	20010508	44030107	Baetis rhodani	94
Ellerup Bæk	20010508	44030201	Centroptilum luteolum	3
Ellerup Bæk	20010508	45020101	Amphinemura standfussi	54
Ellerup Bæk	20010508	45020199	Amphinemura sp.	20
Ellerup Bæk	20010508	45020204	Nemoura flexuosa	6
Ellerup Bæk	20010508	45030199	Leuctra sp.	13
Ellerup Bæk	20010508	51010210	Elodes minuta gr.	4
Ellerup Bæk	20010508	53050001	Polycentropodidae indet.	1
Ellerup Bæk	20010508	53050201	Plectrocnemia conspersa	1
Ellerup Bæk	20010508	54060101	Sericostoma personatum	4

Record: 1 of 62

Print Faunaliste

Tilbage til hovedmenu

Record: 1 of 1 (Filtered)

Valgt brinkplantestation

frm_brinkplanter : Form

BRINKPLANTER

1 = 1 individ som dækker mindre end 5% 6 = arten dækker fra 12,5-25%
 2 = 2-5 individer som dækker mindre end 5% 7 = arten dækker fra 25-50%
 3 = 6-20 individer som dækker mindre end 5% 8 = arten dækker fra 50-75%
 4 = >20 individer som dækker mindre end 5% 9 = arten dækker mere end 75%
 5 = arten dækker fra 5-12,5%

Station	Transekt	Afstand	Artsnummer	Latinsk navn	Hyppighed
Ellerup Bæk	1	0-1	275400097201	Galium aparine	2
Ellerup Bæk	1	0-1	290486470001	Agrostis sp.	4
Ellerup Bæk	1	0-1	241230030301	Urtica dioica	5
Ellerup Bæk	1	0-1	285155301501	Stachys palustris	3
Ellerup Bæk	1	0-1	260500421801	Lathyrus pratensis	2
Ellerup Bæk	1	0-1	260305150601	Filipendula ulmaria	7
Ellerup Bæk	1	0-1	290485783601	Elytrogia repens	4
Ellerup Bæk	1	0-1	290485330301	Dactylis glomerata	4
Ellerup Bæk	1	0-1	285851530001	Cirsium sp.	2
Ellerup Bæk	1	0-1	285851531501	Cirsium oleraceum	6
Ellerup Bæk	1	0-1	290486080301	Arrhenatherum elatius	4
Ellerup Bæk	1	0-1	290485151501	Poa pratensis	4
Ellerup Bæk	1	1-2	290486080301	Arrhenatherum elatius	2
Ellerup Bæk	1	1-2	260500421801	Lathyrus pratensis	3
Ellerup Bæk	1	1-2	241230030301	Urtica dioica	3
Ellerup Bæk	1	1-2	285155301501	Stachys palustris	3

Record: 1 of 98

Print Brinkplanteliste (Gem Hyppighedskoder) Tilbage til hovedmenu

Record: 1 of 1 (Filtered)

Hvis man trykker på knappen "Vis Hyppighedskoder" ser det sådan ud:

frm_brinkplanter : Form

BRINKPLANTER

1 = 1 individ som dækker mindre end 5% 6 = arten dækker fra 12,5-25%
 2 = 2-5 individer som dækker mindre end 5% 7 = arten dækker fra 25-50%
 3 = 6-20 individer som dækker mindre end 5% 8 = arten dækker fra 50-75%
 4 = >20 individer som dækker mindre end 5% 9 = arten dækker mere end 75%
 5 = arten dækker fra 5-12,5%

Station	Transekt	Afstand	Artsnummer	Latinsk navn	Hyppighed
Ellerup Bæk	1	0-1	275400097201	Galium aparine	2
Ellerup Bæk	1	0-1	290486470001	Agrostis sp.	4
Ellerup Bæk	1	0-1	241230030301	Urtica dioica	5
Ellerup Bæk	1	0-1	285155301501	Stachys palustris	3
Ellerup Bæk	1	0-1	260500421801	Lathyrus pratensis	2
Ellerup Bæk	1	0-1	260305150601	Filipendula ulmaria	7
Ellerup Bæk	1	0-1	290485783601	Elytrogia repens	4
Ellerup Bæk	1	0-1	290485330301	Dactylis glomerata	4
Ellerup Bæk	1	0-1	285851530001	Cirsium sp.	2
Ellerup Bæk	1	0-1	285851531501	Cirsium oleraceum	6
Ellerup Bæk	1	0-1	290486080301	Arrhenatherum elatius	4
Ellerup Bæk	1	0-1	290485151501	Poa pratensis	4
Ellerup Bæk	1	1-2	290486080301	Arrhenatherum elatius	2
Ellerup Bæk	1	1-2	260500421801	Lathyrus pratensis	3
Ellerup Bæk	1	1-2	241230030301	Urtica dioica	3
Ellerup Bæk	1	1-2	285155301501	Stachys palustris	3

Record: 1 of 98

Print Brinkplanteliste (Skjul Hyppighedskoder) Tilbage til hovedmenu

Record: 1 of 1 (Filtered)

Bilag 3

Liste over stoffer der er analyseret for i vandprøverne

2,4 dichlorophenol
2,4-D
atrazine
BAM
benazolin
bentazone
bromoxynil
carbofuran
chloridazone
chlorsulfuron
cyanazine
desethylatrazine
desethylterbuthylazine
desisopropylatrazine
dicamba
dichlorprop
dimethoate
dinoseb
diuron
DNOC
ethofumesate
fenpropimorph
flamprop
fluazifop
hexazinone
hydroxyatrazine
hydroxycarbofuran
hydroxysimazine
hydroxyterbuthylazine
ioxynil
isoproturon
lenazil
linuron
MCPA
mechlorprop
metabenzthiazuron
metamitron
metribuzin
metsulfuron
pendimethalin
p-nitrophenol
primicarb
prochloraz
propyconazole
propyzamide
simazine
terbuthylazine
thifensulfuron
triadimenol
triasulfuron

Bilag 4

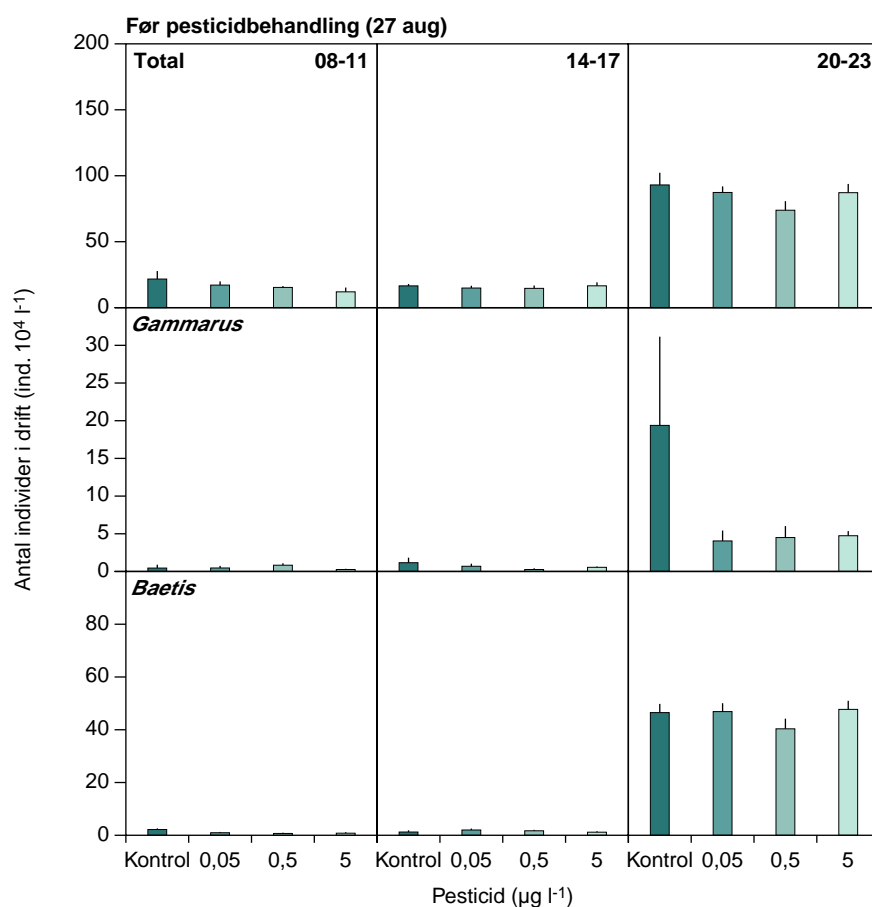
Fundne pesticider på tre prøvetagningsdatoer i de 12 undersøgte vandløb. Hvilke stoffer der er analyseret for fremgår af appendiks 3. H 0 Herbicider, F = Fungicider, I = Insekticider

		2,4-D (H)	2,4-dichloro- phenol (I)	Atrazin (H)	BAM (H)	Bentazone (H)	Bromoxynil (H)	Carbofuran (I)	Chloridazon (H)	Desethyl atrazin (H)	Desethyl- terbutylazin (H)	Desisopropyl- atrazin (H)	Dichlorprop (H)
Randzone vandløb													
Ellerup Bæk	18/5 7/6 19/6			0,006	0,024	0,009 0,076 0,010	0,002		0,093		0,002	0,005	
Tudbæk	18/5 7/6 19/6		0,091	0,044 0,001	0,137 0,018 0,018	0,412 0,054 0,006	0,019			0,008 0,009	0,004 0,006	0,006	0,101 0,005
Hesselbæk	18/5 7/6 19/6			0,001	0,464 0,022 0,024	0,069 0,013	0,050				0,005		
Smedholt Bæk	18/5 7/6 19/6			0,001	0,088 0,010 0,019	0,003 0,050 0,001							0,006
Skovgaard Bæk, ned- strøms	18/5 7/6 19/6				0,025	0,004					0,002		
Danstrup Bæk	18/5 7/6 19/6	0,002		0,001	0,089 0,013 0,012	0,001 0,373 0,004	0,004		0,166		0,002		0,008
Referencevandløb													
Brandstrup Bæk	18/5 7/6 19/6			0,003 0,005	0,260 0,030 0,044	0,001 0,001 0,001					0,004	0,006	
Sdr. Vinge Bæk	18/5 7/6 19/6			0,007 0,003	0,411 0,030 0,091	0,009	0,062	0,011	0,271	0,013	0,024 0,043 0,005		
Tjærbæk	18/5 7/6 19/6	0,002		0,002 0,001	0,074 0,008 0,018	0,001 0,014 0,001	0,001		0,124		0,010 0,025 0,002	0,035	
Skovgaard Bæk, op- strøms	18/5 7/6 19/6				0,027	0,004					0,002		
Keldbæk	18/5 7/6 19/6			0,270 0,023 0,001	0,117 0,023	0,002 0,002 0,001	0,001		0,140		0,002 0,007		
Hagenstrup Møllebæk	18/5 7/6 19/6			0,001 0,001	0,109 0,027 0,029					0,009 0,009 0,009		0,011 0,031	

		Dimetoat (I)	Dinoseb (H)	Diuron (H)	DNOC (I)	Fenpropio morph (F)	Hexazinon (H)	Hydroxyatra- zin (H)	Hydroxysimazin (H)	Hydroxyterbu- tylazin (H)	Ioxynil (H)	Isoproturon (H)	MCPA (H)
Randzone vandløb													
Ellerup Bæk	18/5 7/6 19/6		0,008 0,001	0,012	0,006 0,010		0,012		0,020	0,014		0,211 0,005	0,219 0,053
Tudbæk	18/5 7/6 19/6			0,021 0,047	0,013 0,011		0,006 0,010 0,003	0,068 0,011		0,009	0,011	~0,3 0,013 0,003	0,102 0,005
Hesselbæk	18/5 7/6 19/6			0,002	0,008		0,005			0,015	0,032	0,006 0,004 0,003	
Smedholt Bæk	18/5 7/6 19/6				0,004 0,008	0,092						0,004	0,113
Skovgaard Bæk, ned- strøms	18/5 7/6 19/6				0,003		0,057 0,035 0,033					0,004	
Danstrup Bæk	18/5 7/6 19/6	0,014 0,013			0,003 0,008						0,006	0,007	0,006
Referencevandløb													
Brandstrup Bæk	18/5 7/6 19/6				0,001 0,004		0,001						0,025 0,042
Sdr. Vinge Bæk	18/5 7/6 19/6			0,045 0,117	0,006		0,005 0,002 0,002			0,080	0,090	0,014 0,003	0,003
Tjærbæk	18/5 7/6 19/6			0,070	0,001 0,003		0,020 0,037 0,006		0,204	0,037		0,007	
Skovgaard Bæk, op- strøms	18/5 7/6 19/6				0,002		0,002 0,001					0,008	
Keldbæk	18/5 7/6 19/6	0,014	0,004		0,007 0,005		0,006 0,005 0,002					0,009	0,024
Hagenstrup Møllebæk	18/5 7/6 19/6				0,002		0,013 0,012 0,011						

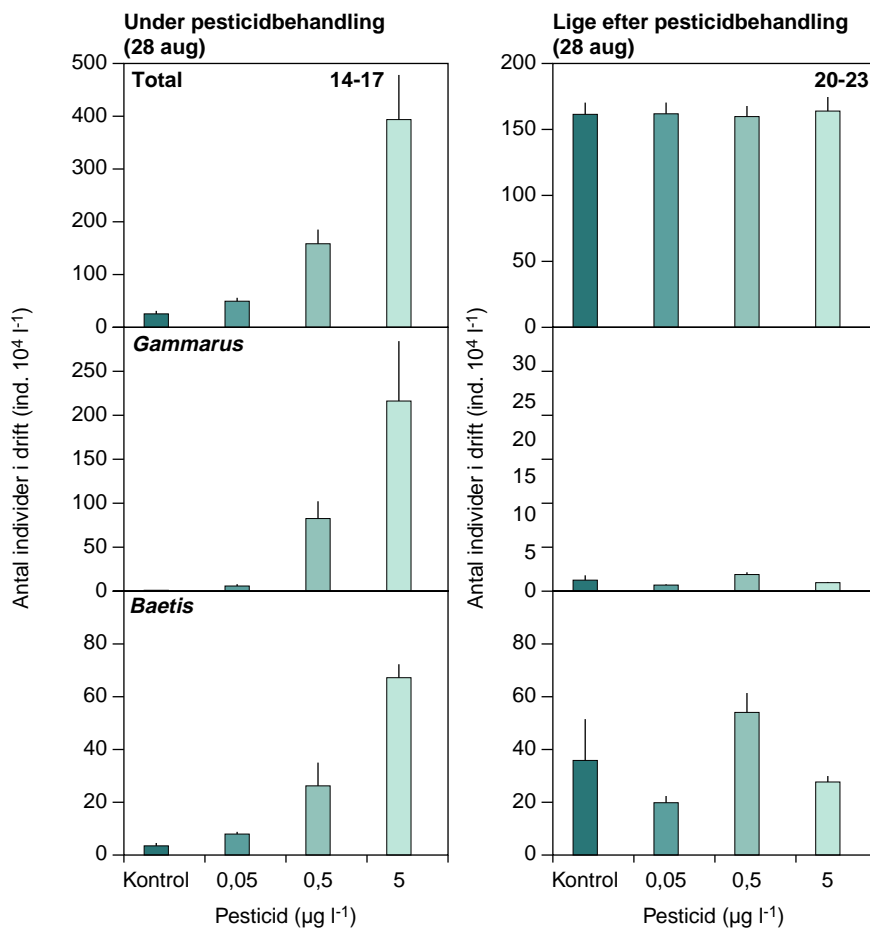
		Mechlorprop (H)	Metamitron (H)	Metribuzin (H)	Pendimetha- lin (H)	Pirimicarb (I)	P-nitrophe- nol	Prochloraz (F)	Propiconazol (F)	Propyz- amid (H)	Simazin (H)	Terbutylazin (H)	Thifensulfuron (H)
Randzone vandløb													
Ellerup Bæk	18/5 7/6 19/6		0,413		0,020		0,033 0,037				0,016 0,009	0,003	
Tudbæk	18/5 7/6 19/6	0,051 0,023 0,011	0,107		0,018 0,031		0,047 0,036				0,005	0,003 0,025	
Hesselbæk	18/5 7/6 19/6		0,601		0,055 0,021		0,032			0,012		0,029	
Smedholt Bæk	18/5 7/6 19/6		0,133 0,124		0,130		0,010 0,032						
Skovgaard Bæk, ned- strøms	18/5 7/6 19/6		0,054		0,111		0,014					0,009	
Danstrup Bæk	18/5 7/6 19/6	0,005	~0,3		0,138		0,011 0,026		0,007		0,006	0,003	0,003
Referencevandløb													
Brandstrup Bæk	18/5 7/6 19/6		0,253		0,004		0,011 0,018					0,005 0,012	
Sdr. Vinge Bæk	18/5 7/6 19/6		0,087		0,013		0,016	0,006			0,003	0,143 >0,2 0,003	
Tjærbæk	18/5 7/6 19/6		0,197				0,014				0,076	0,022 0,120	
Skovgaard Bæk, op- strøms	18/5 7/6 19/6		0,165		0,039	0,002	0,011					0,006	
Keldbæk	18/5 7/6 19/6	0,008	0,079		0,013		0,029 0,020					0,003 0,003 0,003	
Hagenstrup Møllebæk	18/5 7/6 19/6		0,178	0,019			0,023					0,004	

Bilag 5 Resultater fra rendeforsøgene

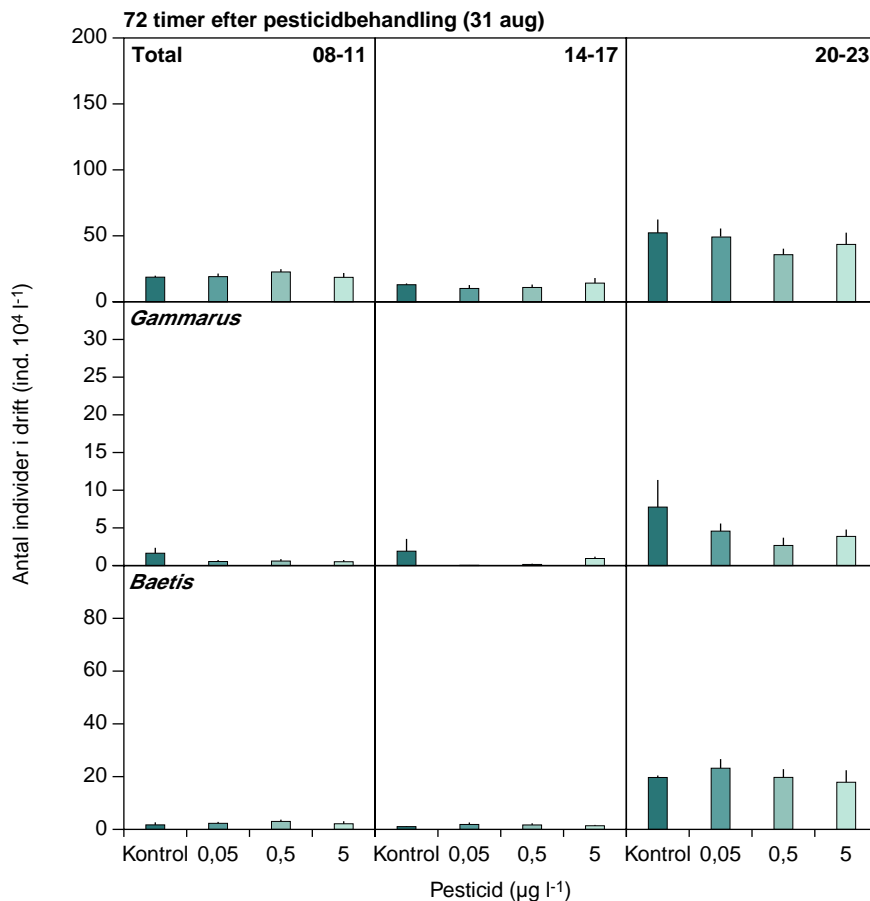


Figur A Drift på tre tidspunkter af døgnet dagen før pesticideksponeringen. For hver treatment og kontrol er værdierne baseret på gennemsnittet af 4 render. Figuren viser driften af alle makroinvertebrater (total) samt driften af *Gammarus pulex* og døgnfluen *Baetis* sp.

Figur B Figur 9a Drift under (14-17) og umiddelbart efter (20-23) pesticideksponeringen. For hver treatment og kontrol er værdierne baseret på gennemsnittet af 4 render. Figuren viser driften af alle makroinvertebrater (total) samt driften af *Gammarus pulex* og døgnfluen *Baetis* sp.



Figur C Drift på tre tidspunkter af døgnet 72 timer efter pesticideksponeringen. For hver treatment og kontrol er værdierne baseret på gennemsnittet af 4 render. Figuren viser driften af alle makroinvertebrater (total) samt driften af *Gammarus pulex* og døgnfluen *Baetis* sp.



Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser – DMU – er en forskningsinstitution i Miljøministeriet.
DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning inden for natur og miljø.

Henvendelser kan rettes til:

URL: <http://www.dmu.dk>

Danmarks Miljøundersøgelser
Frederiksborgvej 399
Postboks 358
4000 Roskilde
Tlf.: 46 30 12 00
Fax: 46 30 11 14

*Direktion
Personale- og Økonomisekretariat
Forsknings-, Overvågnings- og Rådgivningssekretariat
Afd. for Systemanalyse
Afd. for Atmosfærisk Miljø
Afd. for Marin Økologi
Afd. for Miljøkemi og Mikrobiologi
Afd. for Arktisk Miljø*

Danmarks Miljøundersøgelser
Vejlsøvej 25
Postboks 314
8600 Silkeborg
Tlf.: 89 20 14 00
Fax: 89 20 14 14

*Forsknings-, Overvågnings- og Rådgivningssekretariat
Afd. for Marin Økologi
Afd. for Terrestrisk Økologi
Afd. for Ferskvandsøkologi*

Danmarks Miljøundersøgelser
Grenåvej 12-14, Kalø
8410 Rønne
Tlf.: 89 20 17 00
Fax: 89 20 15 15

Afdeling for Vildtbiologi og Biodiversitet

Publikationer:

DMU udgiver populærfaglige bøger ("MiljøBiblioteket"), faglige rapporter, tekniske anvisninger samt årsrapporter.
Et katalog over DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter er tilgængeligt via World Wide Web.
I årsrapporten findes en oversigt over det pågældende års publikationer.

Faglige rapporter fra DMU/NERI Technical Reports

2003

- Nr. 436: Naturplanlægning - et system til tilstandsvurdering i naturområder. Af Skov, F., Buttenschøn, R. & Clemmensen, K.B. 101 s. (elektronisk)
- Nr. 437: Naturen i hverdagslivsperspektiv. En kvalitativ interviewundersøgelse af forskellige danskeres forhold til naturen. Af Læssøe, J. & Iversen, T.L. 106 s. (elektronisk)
- Nr. 438: Havterner i Grønland. Status og undersøgelser. Af Egevang, C. & Boertmann, D. 69 s. (elektronisk)
- Nr. 439: Anvendelse af genmodificerede planter. Velfærdsøkonomisk vurdering og etiske aspekter. Af Møller, F. 57 s. (elektronisk)
- Nr. 440: Thermal Animal Detection System (TADS). Development of a Method for Estimating Collision Frequency of Migrating Birds at Offshore Wind Turbines. By Desholm, M. 25 pp. (electronic)
- Nr. 441: Næringsstofbalancer på udvalgte bedrifter i Landovervågningen. Af Hansen, T.V. & Grant, R. 26s. (elektronisk)
- Nr. 442: Emissionsfaktorer og emissionsopgørelse for decentral kraftvarme. Eltra PSO projekt 3141. Kortlægning af emissioner fra decentrale kraftvarmeværker. Delrapport 6. Af Nielsen, M. & Illerup, J.B. 113 s. (elektronisk)
- Nr. 443: Miljøøkonomisk analyse af skovrejsning og braklægning som strategier til drikkevandsbeskyttelse. Af Schou, J.S. 43 s. (elektronisk)
- Nr. 444: Tungmetaller i tang og musling ved Ivittuut 2001. Af Johansen, P. & Asmund, G. 32 s. (elektronisk)
- Nr. 445: Modeller til beskrivelse af iltsvind. Analyse af data fra 2002. Af Carstensen, J. & Erichsen, A.C. 60 s. (elektronisk)
- Nr. 447: Modelanalyser af mobilitet og miljø. Slutrapport fra TRANS og AMOR II. Af Christensen, L. & Gudmundsson, H. 114 s. (elektronisk)
- Nr. 448: Newcastle Disease i vilde fugle. En gennemgang af litteraturen med henblik på at udpege mulige smitekilder for dansk fjerkræ. Af Therkildsen, O.R. 61 s. (elektronisk)
- Nr. 449: Marin recipientundersøgelse ved Thule Air Base 2002. Af Glahder, C.M. et al. 143 s. (elektronisk)
- Nr. 450: Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2002. By Kemp, K. & Palmgren, F. 36 pp. (electronic)
- Nr. 451: Effekter på havbunden ved passage af højhastighedsfærger. Af Dahl, K. & Kofoed-Hansen, H. 33 s. (elektronisk)
- Nr. 452: Vingeindsamling fra jagtsæsonen 2002/03 i Danmark. Wing Survey from the 2002/03 Hunting Season in Denmark. Af Clausager, I. 66 s.
- Nr. 453: Tålegrænser for kvælstof for Idom Hede, Ringkøbing Amt. Af Nielsen, K.E. & Bak, J.L. 48 s. (elektronisk)
- Nr. 454: Naturintegration i Vandmiljøplan III. Beskrivelse af tiltag der, ud over at mindske tilførsel af næringssalte fra landbrugsdrift til vandområder, også på anden vis kan øge akvatiske og terrestriske naturværdier. Af Andersen, J.M. et al. 67 s. (elektronisk)
- Nr. 455: Kvantificering af næringsstoffers transport fra kilde til recipient samt effekt i vandmiljøet. Modeltyper og deres anvendelse illustreret ved eksempler. Nielsen, K. et al. 114 s. (elektronisk)
- Nr. 456: Opgørelse af skadevirkninger på bundfaunaen efter iltsvindet i 2002 i de indre danske farvande. Af Hansen, J.L.S. & Josefson, A.B. 32 s. (elektronisk)
- Nr. 457: Kriterier for gunstig bevaringsstatus. Naturtyper og arter omfattet af EF-habitatdirektivet & fugle omfattet af EF-fuglebeskyttelsesdirektivet. Af Søgaard, B. et al. 2. udg. 460 s. (elektronisk)
- Nr. 458: Udviklingen i Vest Stadil Fjord 2001-2002. Af Søndergaard, M. et al. 25 s. (elektronisk)
- Nr. 459: Miljøøkonomiske beregningspriser. Forprojekt. Af Andersen, M.S. & Strange, N. 88 s. (elektronisk)
- Nr. 460: Aerosols in Danish Air (AIDA). Mid-term report 2000-2002. By Palmgren, F. et al. 92 pp. (electronic)
- Nr. 461: Control of Pesticides 2002. Chemical Substances and Chemical Preparations. By Krøngaard, T., Petersen, K. & Christoffersen, C. 30 pp. (electronic)
- Nr. 462: Bevaringsstatus for fuglearter omfattet af EF-fuglebeskyttelsesdirektivet. Af Pihl, S. et al. 130 s. (elektronisk)
- Nr. 463: Screening for effekter af miljøfarlige stoffer på algesamfund omkring havneanlæg. Af Dahl, K. & Dahllöf, I. 37 s. (elektronisk)
- Nr. 464: Dioxin i bioaske. Dioxinmåleprogram 2001-2003. Viden om kilder og emissioner. Af Hansen, A.B. et al. 40 s. (elektronisk)
- Nr. 465: Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 2002. Af Johansen, P., Riget, F. & Asmund, G. 62 s. (elektronisk)
- Nr. 466: Atmosfærisk deposition 2002. NOVA 2003. Af Ellermann, T. et al. 88 s. (elektronisk)
- Nr. 467: Marine områder 2002 - Miljøtilstand og udvikling. NOVA 2003. Af Rasmussen, M.B. et al. 103 s. (elektronisk)
- Nr. 468: Landovervågningsoplade 2002. NOVA 2003. Af Grant, R. et al. 131 s. (elektronisk)
- Nr. 469: Søer 2002. NOVA 2003. Af Jensen, J.P. et al. 63 s. (elektronisk)
- Nr. 470: Vandløb 2002. NOVA 2003. Af Bøgestrand, J. (red.) 76 s. (elektronisk)
- Nr. 471: Vandmiljø 2003. Tilstand og udvikling - faglig sammenfatning. Af Andersen, J.M. et al. 157 s., 100,00 kr.
- Nr. 472: Overvågning af Vandmiljøplan II - Vådområder 2003. Af Hoffmann, C.C. et al. 83 s. (elektronisk)
- Nr. 473: Korrektion for manglende indberetninger til vildtudbyttestatistikken. Af Asferg, T. & Lindhard, B.J. 28 s. (elektronisk)

Sprøjtefri randzoners effekt til beskyttelse af vandløb er dokumenteret ved feltundersøgelser. En vegetationsanalyse viste at plantesamfundene i randzonerne var artsfattige. Vegetationen var mest artsrig ved de vandløb hvor randzonerne var bredest. Der blev anvendt en ny metode til målinger af effekter i planter der viste biokemiske effekter i planter i op til 14 m fra marken. Den kraftigste påvirkning blev set inden for de første 2 m fra marken. Fem ud af otte undersøgelser viste en påvirkning af planter i randzonerne. En effektanalyse af invertebratesamfundet og ferskvandstangloppen viste at tilstanden af invertebratesamfundet var dårligere i vandløb med landbrugsaktivitet i nærheden af vandløbet end i referencevandløbene. Der blev ikke benyttet insekticider i undersøgelsesperioden, og der blev ikke fundet insekticideffekter på invertebratesamfundet og ferskvandstangloppen. Kontrollerede forsøg viste effekter af insekticidet lambda-cyhalothrin på invertebraterne ved koncentrationer ned til $0,05 \mu\text{g l}^{-1}$. Antal og koncentration af pesticider i vandløbsvandet blev undersøgt i 12 vandløb og 36 pesticider blev fundet. Kun få var insekticider. Koncentrationerne var lave og der var ikke stor forskel i forekomsten mellem vandløbstyperne. Denne og tilsvarende undersøgelser viser at randzoner bør være 10-20 m for at opnå en effektiv beskyttelse af vandløb.