



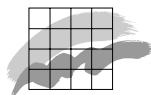
Miljø- og Energiministeriet
Danmarks Miljøundersøgelser

Virkemidler i pesticidpolitikken

Reduktion af pesticidanvendelsen
på behandlede jordbrugsarealer

Faglig rapport fra DMU, nr. 314

[Tom side]



Virkemidler i pesticidpolitikken

Reduktion af pesticidanvendelsen
på behandlede jordbrugsarealer

Faglig rapport fra DMU, nr. 314
2000

*Berit Hasler*¹⁾

*Jesper S. Schou*²⁾

*Jens Erik Ørum*³⁾

*Lars Gårn Hansen*⁴⁾

Afdeling(er):

- ¹⁾ Amternes og Kommunernes Forskningsinstitut.
Var ved rapportens tilblivelse ansat ved Afdeling for Systemanalyse
- ²⁾ Afdeling for Systemanalyse. Var ved rapportens tilblivelse ansat ved Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut
- ³⁾ Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut
- ⁴⁾ Amternes og Kommunernes Forskningsinstitut

Datablad

Titel:	Virkemidler i pesticidpolitikken	
Undertitel:	Reduktion af pesticidanvendelsen på behandlede jordbrugsarealer	
Forfatter(e):	Berit Hasler ¹ , Jesper S. Schou ² , Jens Erik Ørum ³ , Lars Gårn Hansen ⁴	
Afdeling(er):	¹ Amternes og Kommunernes Forskningsinstitut. Ved rapportens tilblivelse ansat ved Afdeling for Systemanalyse	
	² Afdeling for Systemanalyse.	
	³ Ved rapportens tilblivelse ansat ved Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut	
	⁴ Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut	
	⁴ Amternes og Kommunernes Forskningsinstiut	
Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU nr. 314	
Udgiver:	Miljø- og Energiministeriet	
URL:	Danmarks Miljøundersøgelser© http://www.dmu.dk	
Udgivelsestidspunkt:	August 2000	
Faglig kommentering:	Tove Christensen, Hild Rygnestad, Hanne Bach, Søren Frandsen, Johannes Christensen, Kaj Juhl Madsen	
Layout:	Lene Olsen	
Bedes citeret:	Hasler, B., J.S., Schou, J.E., Ørum & L.G. Hansen (2000): Virkemidler i pesticidpolitikken - Reduktion af pesticidanvendelsen på behandlede jordbrugsarealer, Danmarks Miljøundersøgelser, 71 s. Faglig rapport fra DMU nr. 314. Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.	
Sammenfatning:	Rapporten dokumenterer resultaterne fra en udredning vedrørende "Virkemidler til opnåelse af en reduktion af pesticidanvendelsen på de sprøjtede jordbrugsarealer", som blev udarbejdet for Miljøstyrelsens bekæmpelsesmiddelkontor i forbindelse med forarbejdet til Pesticidhandlingsplan II. Rapporten omhandler en analyse af forskellige virkemidler i pesticidpolitikken. Desuden er der gennemført en kvantitativ analyse af effekten af afgifter på pesticidanvendelsen med henblik på at illustrere sammenhængen mellem afgiftsniveau og reduktion i pesticidanvendelsen.	
Frie emneord:	Pesticidpolitik, virkemidler, miljøøkonomi	
Redaktionen afsluttet:	April 2000	
ISBN:	87-7772-539-5	
ISSN: (trykt)	0905-815X	
ISSN: (elektronisk)	1600-0048	
Papirkvalitet:	Cyclus Office, 100% genbrugspapir. Grønager's Grafisk Produktion A/S Denne tryksag er mærket med det nordiske miljømærke Svanen.	
Sideantal:	71	
Oplag:	150	
Pris:	kr. 75,- (inkl. 25% moms, ekskl. forsendelse)	
Internet-version:	Rapporten kan også findes som PDF-fil på DMU's hjemmeside	
Købes i boghandelen eller hos:	Danmarks Miljøundersøgelser Frederiksborgvej 399 Postboks 358 DK-4000 Roskilde Tlf. +46 30 12 00 Fax. +46 30 11 14	Miljøbutikken Information og Bøger Læderstræde 1 DK-1201 København K Tlf.: 33 95 40 00 Fax: 33 92 76 90 e-mail: butik@mem.dk www.mem.dk/butik



Indhold

Forord 7

Sammendrag 8

Summary 12

1 Projektets formål og kommissorium 14

- 1.1 Formål 14
- 1.2 Kommissorium for projektet 14
- 1.3 Projektdeltagere 15

2 Reguleringsaspekter – omkostninger og effektivitet 17

- 2.1 Reguleringens formål: optimal afvejning af modstridende miljøinteresser 17
- 2.2 Vurderingskriterier 18
- 2.3 Effektiv og omkostningseffektiv regulering 19
- 2.4 Direkte og indirekte regulering – et aspekt ved omkostningseffektivitet og målopfyldelse 20
- 2.5 Administrationsomkostninger og muligheder for omgåelse 20
- 2.6 Fordelingsvirkninger og acceptabilitet 21
- 2.7 Opsamling 22

3 Retslige virkemidler 23

- 3.1 Forbud og godkendelse 23
 - 3.1.1 Godkendelsesordningen 23
 - 3.1.2 Effektivitet og omkostningseffektivitet ved forbud og godkendelse 23
- 3.2 Tids-, areal - og mængdemæssige begrænsninger 25
 - 3.2.1 Typer af begrænsninger 25
 - 3.2.2 Tidsmæssige begrænsninger 25
 - 3.2.3 Arealmæssige begrænsninger 25
 - 3.2.4 Kvoter 26
 - 3.2.5 Effektivitet og omkostningseffektivitet med tids,- areal og mængdemæssige begrænsninger 26
- 3.3 Mulighed for omgåelse og transaktionsomkostninger ved retslige virkemidler 26
- 3.4 Fordelingseffekter og acceptabilitet 27
- 3.5 Erfaringer med retslige virkemidler i pesticid- politikken 27
- 3.6 Erfaringer fra øvrig miljøregulering 28
- 3.7 Opsamling 29

4 Økonomiske virkemidler – afgifter 30

- 4.1 Typer af afgifter 30
 - 4.1.1 Den eksisterende værdiafgift 30
 - 4.1.2 Afgifter baseret på midlernes egenskaber 30
 - 4.1.3 Afgift på behandlingshyppighed 31
- 4.2 Erfaringer fra øvrig miljøregulering 32
- 4.3 Opsummering vedr. afgifter 33

5 Økonomiske virkemidler - omsættelige kvoter 35

- 5.1 Virkemidlets mekanismer 35
 - 5.1.1 Den konkrete udformning 35
 - 5.1.2 Effektivitet og omkostningseffektivitet 36
 - 5.1.3 Transaktionsomkostninger og kontrol 36
 - 5.1.4 Fordelingsvirkninger og acceptabilitet 37
- 5.2 Omsættelig kvote kombineret med afgift 37
- 5.3 Erfaringer fra øvrig regulering 37
 - 5.3.1 Eksempel 1: Energi 37
 - 5.3.2 Eksempel 2: Mælk 38
- 5.4 Opsamling 38

6 Frivillige og økonomiske virkemidler – tilskud og aftaler 40

- 6.1 Aftaler og kontrakter 40
 - 6.1.1 Effektivitet og omkostningseffektivitet 40
 - 6.1.2 Transaktionsomkostninger og mulighed for omgåelse 40
 - 6.1.3 Erfaringer med frivillige aftaler 41
 - 6.1.4 Konklusion 41
- 6.2 Tilskud 41
 - 6.2.1 Omkostningseffektivitet og effektivitet 41
 - 6.2.2 Administration og mulighed for omgåelse 42
 - 6.2.3 Acceptabilitet og fordelingsvirkninger 42
 - 6.2.4 Erfaringer fra eksisterende miljøregulering 42
 - 6.2.5 Eksempler på uønsket tilpasning ved tilskud 44
 - 6.2.6 Samlet vurdering og konklusion 45
- 6.3 Licitationer/auktioner 45
 - 6.3.1 Forskellige auktionsformer og auktionsteori 46
 - 6.3.2 Omkostningseffektivitet, transaktionsomkostninger og acceptabilitet 47
 - 6.3.3 Teoretiske erfaringer 47
- 6.4 Opsamling 48

7 Objektivt ansvar og erstatning 49

- 7.1 Virkemidlets mekanismer 49
- 7.2 Effektivitet og omkostningseffektivitet 49
- 7.3 Administrative omkostninger og muligheder for omgåelse 50
- 7.4 Fordelingsvirkninger og acceptabilitet 50
- 7.5 Opsamling 50

8 Kombination af virkemidler 51

- 8.1 Cross-compliance 51
 - 8.1.1 Definition af Cross-Compliance 51
 - 8.1.2 Cross-compliance og effektivitet 51
 - 8.1.3 Kontrol og mulighed for omgåelse 52
 - 8.1.4 Acceptabilitet og fordelingsaspekter 52
 - 8.1.5 Aktualitet af virkemidlet: Cross-Compliance i Agenda 2000 forliget 52
 - 8.1.6 Konklusion 53
- 8.2 Kombination af kvote og afgift 53
 - 8.2.1 Omkostningseffektivitet 54

- 8.2.2 Transaktionsomkostninger 54
- 8.2.3 Acceptabilitet 54
- 8.2.4 Konklusion 54
- 8.3 Aftaler kombineret med kvoter eller afgifter 55
 - 8.3.1 Omkostningseffektivitet, transaktions- og kontrolomkostninger 55
 - 8.3.2 Erfaringer fra miljøområdet 55
 - 8.3.3 Konklusion 55
- 8.4 Opsamling 56

9 Beregninger af effekter af afgifter og kvoter på bedriftsniveau 57

- 9.1 Scenarier og modelbeskrivelse 57
 - 9.1.1 Resultatmål 58
 - 9.1.2 Modelkalibrering 58
 - 9.1.3 Reduktionsmuligheder og IP metoder 58
 - 9.1.4 Beregningerne for Bicheludvalget 59
- 9.2 Resultater for planteavl på lerjord uden brug af IP metoder 60
- 9.3 Resultater for planteavl på sandjord 61
- 9.4 Effektivitet og omkostninger ved afgifter og kvoter 63
 - 9.4.1 Adfærdsændring og tilbageføring for eksemplet planteavl på lerjord 63
 - 9.4.2 Adfærdsændring og tilbageføring for planteavl på sandjord 64
 - 9.4.3 Bedriftskvoter 64
 - 9.4.4 Betydning af IP metoder 65
 - 9.4.5 Prisfølsomhed ved pesticidafgifter 66
- 9.5 Opsamling, konklusion og diskussion 66

10 Konklusion 67

Referencer 69

Forord

Nærværende rapport dokumenterer resultaterne fra en udredning vedrørende "Virkemidler til opnåelse af en reduktion af pesticidanvendelsen på de sprøjtede jordbrugsarealer", som blev udarbejdet for Miljøstyrelsens Bekæmpelsesmiddelkontor i forbindelse med forarbejdet til Pesticidhandlingsplan II. Rapporten omhandler en analyse af forskellige virkemidler i pesticidpolitikken – både de hidtil anvendte og mulige alternativer – idet der er foretaget en kvalitativ analyse af virkemidlernes omkostningseffektivitet, dvs. deres egenskaber med hensyn til at bibringe en effektiv reduktion af pesticidanvendelsen til de lavest mulige omkostninger. Desuden er der gennemført en kvantitativ analyse af effekten af afgifter på pesticidanvendelsen med henblik på at illustrere sammenhængen mellem afgiftsniveau og reduktion i pesticidanvendelsen.

Udredningsarbejdet blev afsluttet i september 1999 og er blevet til som et samarbejde mellem forskere fra Danmarks Miljøundersøgelser, Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut samt Amternes og Kommunernes Forskningsinstitut, hvilket har sikret udnyttelsen af forskningskompetencen inden for de tre forskningsinstitutioner.

Sammendrag

Denne udredning tager udgangspunkt i ønsket om at reducere pesticidanvendelsen på de behandlede landbrugsarealer.

Problemstillingen er belyst med udgangspunkt i:

1. en kvalitativ analyse af forskellige virkemidler, og
2. en kvantitativ analyse, hvor effekterne af afgifter på behandlingshyppighed er analyseret

I den kvalitative analyse sammenlignes forskellige virkemidler, mens den kvantitative analyse beregner omkostningerne ved at opnå reduktion i pesticidanvendelsen gennem afgifter. De kvantitative beregninger er udført med anvendelse af udvalgte bedriftsmodeller.

I den kvalitative analyse er virkemidlerne analyseret under hensyn til en række kriterier: effektivitet og omkostningseffektivitet, transaktionsomkostninger, mulighed for omgåelse; fordelingsvirkninger og acceptabilitet; samt erfaringer med lignende virkemidler. De analyserede virkemidler omfatter de retslige virkemidler: forbud mod anvendelse af uønskede pesticider, samt tids-, mængde- og arealmæssige begrænsninger. Endvidere analyseres incitamentbaserede virkemidler: afgifter, omsættelige kvoter, tilskud, cross-compliance, samt frivillige aftaler.

Den overordnede konklusion er, at omsættelige kvoter kombineret med godkendelsesordning og regionalt specifikke krav, vil kunne resultere i en omkostningseffektiv reduktion af pesticidanvendelsen på de behandlede arealer.

Valg af virkemidler

Ved regulering af bekæmpelsesmidler kan stofferne deles op i to kategorier afhængigt af deres effekt i miljøet:

1. midler der medfører helt uacceptable skader, selv ved begrænset anvendelse
2. midler hvor miljøpåvirkningen kan accepteres under forudsætning af en begrænset anvendelse

Midler med helt uacceptable miljøegenskaber reguleres bedst med forbud. Modsat bør der anvendes incitamentbaserede virkemidler som afgifter eller omsættelige kvoter, såfremt stoffets anvendelse i almindelighed er acceptabel, men den samlede miljøbelastning ønskes nedbragt. De incitamentbaserede virkemidler er omkostningseffektive, idet de sikrer omkostningsminimering for sektoren (og samfundet) som helhed, medens regler og individuelle kvoter kun fører til omkostningsminimering på bedriftsniveau.

Tids- og arealmæssige begrænsninger og tilskud

I situationer, hvor selv godkendte bekæmpelsesmidler giver uacceptable miljøeffekter, f.eks. i særligt følsomme vandindvindingsområder, må en generel regulering suppleres med specifikke adfærdsregler. Hidtidige erfaringer med udpegninger af områder, der kræver særlige hensyn (f.eks. SFL-områderne) viser, at det er vigtigt at afgrænsningerne af de udpegede zoner kan begrundes med faglige hensyn og klare målsætninger. I tilfælde hvor det er ønskeligt at reducere pesticidanvendelsen særlig meget i lokale områder, kan frivillige aftaler og tilskud være mulige virkemidler. Ved anvendelse af disse virkemidler vil det være nødvendigt at ledsage reguleringen med sanktionsmuligheder, såfremt tiltagene skal være effektive.

Generelle reduktioner i pesticidforbruget kan dog kun vanskeligt opnås ved tilskud og aftaler. Et væsentligt aspekt i denne sammenhæng er kontrol med overholdelsen, som er helt afgørende for effektiviteten. Kontrolvanskelighederne afhænger bl.a. af tiltaget, idet aftaler/regler, der helt forbyder sprøjtning, vil være væsentligt nemmere at kontrollere, end aftaler/regler, der eksempelvis indebærer en halvering af behandlingshyppigheden. I det generelle tilfælde vil tilskud og frivillige aftaler ikke være omkostningseffektive virkemidler, og totalt ophør med pesticidanvendelse vil kun være omkostningseffektivt indenfor udpegede zoner.

Cross-compliance (C-C) og objektivt ansvar

Med Agenda 2000 forliget er det blevet muligt at koble indkomststøtte med miljøkrav. Konklusionen er, at ideelt set bør politiske mål vedrørende indkomst og miljø forfølges med separate instrumenter, fordi virkemidler altid bør rettes direkte mod det problem, som skal korrigeres. Med en C-C politik forfølges flere mål, end der er instrumenter, og virkemidlets effektivitet i forhold til den oprindelige indkomstmålsætning kan reduceres, samtidig med at denne målsætning vil sætte grænser for omfanget af C-C kravene. Samspillet mellem verificering og sanktionering ved manglende opfyldelse af de stillede krav vil være helt afgørende for effektiviteten af C-C. Generelt må det forventes, at kontrolomkostningerne vil være lige så omfattende som ved generel regelstyring. Således vil C-C mangle den fleksibilitet og selvregulering som er karakteristisk for incitamentbaserede virkemidler. Samtidigt kan der være en risiko ved at basere den nationale miljøregulering på EU's landbrugspolitiske ordninger, såfremt disse udfases en gang i fremtiden.

I forhold til regulering af sprøjtemidler, hvor der er stor forskel på tilgængeligheden af information mellem producenter og myndigheder, kunne objektivt ansvar være et relevant reguleringsinstrument. Det giver incitament til informationsfremskaffelse og adfærd hos producenterne, som ikke kan gives gennem traditionel regulering. Omvendt er der en række uafklarede problemer omkring styringsmidlets omkostningseffektivitet, hvorfor der ikke kan drages klare konklusioner på det eksisterende vidensgrundlag.

Afgifter på pesticidanvendelse

Der findes talrige muligheder for udformning af afgifter, som generelt må forventes at reducere den samlede pesticidanvendelse. De konkrete effekter på pesticidanvendelsen og dermed miljø, sundhed og økonomi vil dog i høj grad være afhængig af valg af afgiftsgrundlag og landmændenes respons i form af ændret afgrødevalg, sædskifte og anvendelse af alternativ plantebeskyttelse.

De nuværende afgifter er baseret på midlernes salgspris, og giver derfor alene incitament til at substituere fra dyre midler mod billige midler. Det skulle derfor overvejes, om pesticidafgiften kunne omlægges til at afspejle forskelle i midlernes giftighed og/eller udvaskelighed, og derved skabe de rette miljømæssige substitutionseffekter. Dette vil også tilskynde producenterne af pesticider til at udvikle mindre miljøbelastende midler til det danske marked. Her er det væsentligt, at en afgift baseret på midlernes miljømæssige egenskaber ikke nødvendigvis skal baseres på en fuldstændig og "perfekt" rangordning, men at kriteriet for at indføre denne afgiftstype blot må være, at incitamentsegenskaberne er bedre end ved den eksisterende afgift.

Den kvantitative analyse viser, at omkostningerne ved en generel reduktion i behandlingshyppigheden er meget afhængige af jordtype, driftsform og afgrødesammensætning. Betragtes planteavl på lerjord vil det således være forbundet med omkostninger i størrelsesorden 440 og 610 kr. pr. ha (13 og 18 procent i forhold til DBII) at reducere behandlingshyppigheden med hhv. 20 og 40 procent målt i forhold til den nuværende behandlingshyppighed. Det er karakteristisk for resultaterne, at afgiftsprovenuet udgør mellem 90-95 procent af landbrugets indtægtsfald, medens den reelle tilpasningsomkostning kun andrager mellem 5 og 10 procent.

Faste kvoter

Beregningerne indikerer endvidere, at faste kvoter kan medføre omkostningsminimering på bedriftsniveau. På sektor- og samfundsøkonomisk niveau vil faste kvoter dog ikke være omkostningseffektive, grundet de manglende tilpasningsmuligheder mellem bedrifter. Hvis kvoter søges differentieret efter udbyttene, regioner eller andre stedlige og bedriftsmæssige karakteristika, forøges kravene til administration og kontrol markant. Det er på det foreliggende grundlag for tidligt at drage håndfaste konklusioner på erfaringerne fra de sidste stramninger af kvotereguleringen af gødningsanvendelsen, men erfaringer fra tidligere år viser, at der er en række uheldige omgåelsesmuligheder. Hertil kommer, at administrationsbyrden er meget omfattende, såvel for myndigheder som for landbruget.

Afgifter eller omsættelige kvoter

De gennemførte modelberegninger understøtter tidligere analyser på området, som viser, at tilpasningsomkostningerne i landbruget er begrænsede ved en generel reduktion af forbruget af bekæmpelsesmidler svarende til en behandlingshyppighed mellem 2,0 og 1,5. Samtidigt vil den træge sammenhæng mellem pesticidpris og –

forbrug betyde, at en afgift skaber et betydeligt provenu, ligesom der tilmed er betydelig usikkerhed om, hvilket afgiftsniveau, der netop sikrer den ønskede reduktion. Hensynet til en effektiv regulering indebærer derfor også, at et system med omsættelige kvoter (sprøjtetilladelser) er at foretrække frem for traditionelle afgifter.

Konkret kunne en kvote tænkes indført ved udstedelse af sprøjtetilladelser. Anslås det sprøjtede areal til 2.000.000 ha, og er målet en behandlingshyppighed på 2,0, svarer dette til at der uddeles 4.000.000 sprøjtetilladelser. Beregningen af det nødvendige antal sprøjtetilladelser ved køb af en given mængde pesticid kan ske på samme måde, som ved antal standarddoser. Herved bliver det også muligt at kontrollere overholdelse af systemet, idet den solgte mængde pesticid i grossistledet skal svare til det indleverede antal sprøjtetilladelser. Det er væsentligt, at tilladelse kan overføres fra år til år med henblik på at undgå væsentligt indtægtstab i år med store problemer med skadevoldere. Ligeledes skal tilladelse være nationalt omsættelige med henblik på at modvirke regionale forskelle i forekomsten af skadevoldere. I denne sammenhæng er det afgørende for effektiviteten af kvotesystemet, at der ikke lægges restriktioner på handel på kvotebørsen.

Uanset om den generelle begrænsning af forbruget sikres gennem afgifter eller et system med omsættelige kvoter skal der tages stilling til evt. tilbageførsel af afgiftsprovenuet eller den initiale tildeling af kvoter. I begge tilfælde er det afgørende, at kriterierne for afgiftsrefusion/kvotetildeling ikke forvrider incitamentsstrukturen.

Administration, kontrol og manglende viden

På det foreliggende grundlag er anbefalingen, at der går videre med at undersøge hvorledes omsættelige kvoter kombineret med retslige virkemidler kan anvendes i praksis. Denne konklusion begrundes såvel fra økonomisk teori, såvel som erfaringerne fra eksisterende miljøregulering. Det skal imidlertid understreges, at der knytter sig nogen usikkerhed til de administrative omkostninger ved sådanne ordninger, herunder de omkostninger der knytter sig til indførsel af en kvotebørs for sprøjtetilladelser. Til støtte for sådanne yderligere analyser kan der tages udgangspunkt i de eksisterende erfaringer med mælkekvoter, ligesom det er muligt at anvende og videreudvikle eksisterende modelværktøjer med hvilke man kan modellere transaktioner og de hermed forbundne omkostninger og effektivitet. I denne forbindelse er det væsentligt at udføre sådanne beregninger på regionalt/nationalt niveau, for at favne effekterne af transaktioner.

Problemer med omgåelse af reguleringen, som f.eks. illegal import, vil stort set være uafhængig af reguleringsmåden. Dette skyldes, at incitamentet til omgåelse vil være givet af, hvor bindende målsætningen er for den enkelte producent samt omkostningerne ved omgåelse. Med mindre der indføres kontrol hos hver enkelt landmand eller meget omfattende grænsekontrol vil omgåelse således kunne finde sted. Således begrundes hensynet til udviklingen i dansk landbrugs konkurrenceevne og reguleringens effektivitet, at prioritere bestræbelserne for en koordinering i EU regi på pesticidområdet.

Summary

When regulating pesticide use, pesticides can be divided into two groups:

Substances with unacceptable environmental damages even when used in small doses.

Substances with acceptable environmental impact, given their use is subject to general regulation.

Substances, which fall into the first group, are best regulated by a ban. Contrary to this, incentive based measures such as taxes or tradable quotas should be used if the general use of the substance is acceptable, but a general reduction in pesticide use is sought. The rationale behind this is, that incentive based measures secure cost-minimisation both at the farm and the sector level, whereas command-and-control measures such as production standards only secure cost-minimisation at the farm level.

The results from this analysis support the choice of a three winged strategy encompassing:

- 1) a registration of all pesticides approved for use in Denmark;
- 2) a general reduction in pesticide use; and
- 3) a targeted protection of environmentally sensitive locations

In the present analyses emphasis has been on measures supporting a general reduction in pesticide use. It is recommended to introduce a system of tradable spraying permit, allowing for "banking", i.e. the spraying permits can be transferred from year-to-year. The advantage of such a system compared with e.g. taxation of pesticides is that the required reduction in pesticide use is secured.

This recommendation is supported by the quantitative analysis, indicating that the costs in terms on reduced production due to changing pesticide use to the wanted level are limited. Nevertheless, since pesticide use is inelastic, even a small reduction in pesticide use requires a relatively high tax rate leading to a large tax revenue and uncertainty about the tax rate resulting the selected reduction in pesticide use. The concerns for cost-effective regulation points at a system of tradable spraying permits based on standard treatments, where one standard treatment corresponds to the official recommended dosage of each pesticide. Such a system can be controlled at the retail level by checking the correspondence between the amount of pesticides sold (measured by number of standard doses) and to the number of spraying permits handed in.

In order to secure the cost minimising properties of such a system of tradable spraying permits it is important that the permits can be transferred from year-to-year in order to avoid large income losses in

years with high pest infestation. The permits should also be tradable between regions in order to enable farmers to respond to regional differences in pest infestation. Further, it is important that no other restrictions are imposed on the possibilities of trading permits.

Problems with the regulations in terms of illegal imports are more or less independent of the regulatory measures used, as the overall policy objections and the costs of violating the regulation determine the incentives for e.g. illegal imports. Unless a comprehensive control of each single farmer or border control is introduced, bypassing of the regulations may take place. The concern for cost effectiveness, thus, points at the need for international co-ordination of pesticide policies.

Based on the analysis performed it is recommended to initiate further research on how to change the existing pesticide tax can be changed into a system of tradable spraying permits. Especially aspects of how to design such a system need further investigation, in order to quantify the administrative and transaction costs and, thus, assessing the efficiency of a system of tradable spraying permits.

1 Projektets formål og kommissorium

1.1 Formål

Projektets formål er, at analysere og vurdere omkostningseffektiviteten ved virkemidler, der kan anvendes til en generel nedsættelse af pesticidanvendelsen på behandlede jordbrugsarealer. Med omkostningseffektivitet menes de samfundsmæssige omkostninger forbundet med at opnå målsætningen om en generel nedsættelse af pesticidanvendelsen - dvs. omkostningerne per miljøeffekt. Pesticidanvendelsen tages i denne sammenhæng som indikator for miljøeffekten.

Omkostningseffektiviteten af de enkelte virkemidler vurderes i forhold til det enkelte virkemiddels potentiale for at reducere pesticidanvendelsen. Endvidere vurderes transaktionsomkostninger, muligheder for effektiv implementering og erfaringer med lignende virkemidler i andre sammenhænge.

Der foretages ikke en kvantitativ rangordning af de analyserede virkemidler, idet sådanne beregninger ikke er mulige med de eksisterende adfærdsmodeller. For afgiftsinstrumentet præsenteres resultater af modelberegninger af sammenhængen mellem afgiftsniveau, pesticidanvendelse og indtjening i landbruget foretaget på Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut, og disse indgår som supplement til den kvalitative analyse.

1.2 Kommissorium for projektet

Bichel-udvalget anbefaler en 3 strenget strategi for at opnå en reduktion af pesticidanvendelsens miljø- og sundhedseffekter:

- en generel reduktion af pesticidanvendelsen på behandlede arealer
- en beskyttelse af visse biotoper, såsom målsatte vandløb og søer over 100 m²
- en markedsdrevet økologisk omlægning

Regeringen har i forbindelse med forespørgselsdebat nr. F 54 den 20. maj 1999 understreget, at virkemidler for at opnå de fastsatte mål vil få en central placering i en ny pesticidhandlingsplan. Nærværende projekt vedrører primært vurdering af virkemidler knyttet til første streng om en generel reduktion af pesticidanvendelsen på behandlede arealer.

Bichel-udvalget har peget på, at både retslige, økonomiske og frivillige virkemidler vil være relevante i forbindelse med en generel reduktion af pesticidanvendelsen. De retslige virkemidler omfatter forbud mod salg af uønskede pesticider, krav om integreret plantedyrkning (IP), tids- og arealmæssige begrænsninger, kvoter, ændring

af markedsføringsbestemmelser og uddannelseskraV. De økonomiske virkemidler omfatter afgifter, omsættelige kvoter, anvendelse af landbrugsstøtten (herunder cross compliance), mens de frivillige virkemidler omfatter frivillige aftaler og selvregulering, herunder frivillig overgang til IP og økologisk jordbrug.

På grund af den begrænsede tid der er til rådighed for projektet, er analysen afgrænset til følgende virkemidler:

- Retslige virkemidler
 - Forbud mod anvendelse af uønskede pesticider,
 - Tids- og arealmæssige begrænsninger,
 - Kvotesystem.
- Økonomiske virkemidler
 - Afgifter,
 - Omsættelige kvoter,
 - Cross-compliance.
- Frivillige virkemidler
 - Aftaler,
 - Objektivt ansvar.

Der foretages en analyse af hvert enkelt virkemiddel, med vægt på:

- Effektivitet og omkostningseffektivitet
- Transaktionsomkostninger og mulighed for omgåelse
- Fordelingsvirkninger og acceptabilitet
- Erfaringer med lignende virkemidler i andre handlingsplaner indenfor miljø- og landbrugsområdet
- Erfaringer fra anvendelse i udlandet

I forbindelse med vurdering af virkemidlets omkostningseffektivitet beskrives det, hvorvidt midlet kan bidrage til at reduktionsmålet kan nås udelukkende ved anvendelse af det pågældende virkemiddel, eller om en kombination af virkemidler er påkrævet. Eventuelle utilsigtede effekter, der kan optræde ved anvendelse af virkemidlet, indgår tillige i analysen.

Udover de skitserede virkemidler gives en gennemgang af muligheden for anvendelse af "objektivt ansvar" i forbindelse med pesticidpolitikken, hvilket vil sige, at ansvaret ved en given miljø- eller sundhedseffekt placeres hos landmænd eller producent af pesticiderne.

1.3 Projektdeltagere

Berit Hasler, Danmarks Miljøundersøgelser, Afdeling for Systemanalyse (efter 1/9-1999, AKF) har været projektleder for projektet, mens Jesper S. Schou, Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut, Afdeling for Jordbrugspolitik (efter 1/12-1999, DMU), Jens Erik Ørum, Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut, Afdeling for Driftsøkonomi og Lars Gårn Hansen, Amternes og Kommunernes Forskningsinstitut, har været projektdeltagere.

Jesper S. Schou og Berit Hasler har stået for analysen af de ovenfor nævnte virkemidler i fællesskab, hvor Berit Hasler er ansvarlig for beskrivelsen af de frivillige virkemidler (aftaler) samt de retslige virkemidler kvoter og tids- og arealmæssige begrænsninger og det økonomiske virkemiddel omsættelige kvoter mens Jesper S. Schou er ansvarlig for beskrivelsen af det retslige virkemiddel forbud mod uønskede pesticider, samt de økonomiske virkemidler afgifter og cross-compliance. Lars Gårn Hansen har deltaget i den sidste fase af projektet og har særligt bidraget til rapportens kapitel 2, diskussion af rapportens øvrige analyser og konklusioner, samt udarbejdet beskrivelsen af virkemidlet objektivt ansvar. Jens Erik Ørum har udarbejdet kapitlet med resultater fra beregningerne af effekter af afgifter, baseret på de bedriftsmodeller, der tidligere er anvendt i Bicheludvalgets arbejde.

2 Reguleringsaspekter – omkostninger og effektivitet

I forbindelse med en lang række forskningsprojekter er der de sidste ti-femten år genereret en omfattende viden om sammenhængene mellem landbrugets produktion, kvælstoftab og forskellige virkemidler. Der er i mindre omfang genereret viden om virkemidler overfor pesticidanvendelsen og –tabet.

I dette kapitel vurderes teoretiske aspekter knyttet til reguleringsteori samt enkelte generelle erfaringer fra teoretiske og empiriske analyser på kvælstofområdet. Kapitlet omfatter en præsentation af grundlæggende reguleringsmæssige principper, mens de konkrete problemstillinger og erfaringer, der er knyttet til anvendelsen af hvert enkelt virkemiddel, vurderes i de efterfølgende kapitler med særlig reference til pesticidanvendelsen.

2.1 Reguleringens formål: optimal afvejning af modstridende miljøinteresser

I nogle tilfælde løses interessekonflikter omkring miljøet over markedet. Dette er f.eks. tilfældet når en landmand, der har udlejet jagten på hans jord, tager driftsbeslutninger der påvirker jagtvilkårene. Når der opstår en konflikt imellem hensynet til landmandens (jagtejers) indtjening og hensynet til jægerens (jagtlejers) interesser som vildtbestand og andre jagtvilkår, løses den 'optimalt' fordi den leje landmanden kan tage for jagten, afhænger af de vilkår han byder jægeren. Selv om landmanden skulle være ganske uinteresset i jagt, vil han ved sin driftsbeslutning inddrage 'miljøomkostninger' i form af forringede jagtvilkår, fordi den mulige indtægt ved jagtlejen påvirkes. Han vil søge at tilgodese jagtinteresser, så længe forringelsen af driftsresultatet ved yderligere hensyn er mindre end stigningen i jagtlejen, som han derved kan indkassere. Markedsløsningen sikrer således, at driftstab ved de foretagne forbedringer af jagtvilkårene opvejes af øgede indtægter fra jagtleje. Samtidig vil værdien af forbedringen i jagtvilkårene for jægeren overstige stigningen i den jagtleje han betaler, da han ellers ikke vil betale den forhøjede jagtleje. Dette kaldes den 'optimale' løsning af konflikten omkring et miljøgode, og den nås over markedet fordi miljøgodet (jagtvilkår) er prissat, og derved indgår i landmandens beslutningsgrundlag. En vigtig egenskab ved den optimale løsning er at den sikrer den størst mulige samlede velfærd, med andre ord sikres at summen af landmandens og jægerens velfærd bliver størst mulig.

Reguleringsproblemet - eller med andre ord behovet for regulering - opstår, når den enkelte landmand træffer driftsbeslutninger, der påvirker miljøgoder som ikke er prissat. Ved sine driftsbeslutninger tager landmanden hensyn til påvirkningen af egne indtægter og udgifter samt den værdi han selv måtte tillægge de ikke prissatte miljøgoder, men han tager ikke hensyn til de ikke-prissatte miljøbelastninger, som han uforvarende påfører andre interessenter, f.eks.

vandværker, fiskere og naturbrugere. Hvis landmandens omkostninger ved at reducere sin miljøbelastning er forskellig fra de tab, han derved kunne undgå for andre interessenter, er den resulterende afvejning ikke optimal. Det skyldes at der er en udnyttet mulighed for at forbedre det samlede velfærdsniveau. Denne mulighed ville være blevet udnyttet, hvis der havde været et marked for miljøgodet, f.eks. ved at dem der lider under miljøbelastningen betaler landmanden for at reducere sin miljøbelastning (som i eksemplet med jagtudlejning). Uden et sådant marked må den resulterende miljøbelastning tilnærmes det optimale niveau gennem offentlig regulering.

Ideelt er formålet med miljøregulering derfor, at 'erstatte' det manglende marked for miljøgoder således, at der nås en samlet miljøforbedring og en fordeling heraf mellem forurenerne, der giver den størst mulige velfærd. Den grundliggende afvejning mellem hensynet til forurenernes omkostninger og hensynet til dem der påvirkes af miljøeffekterne sker gennem den politiske beslutningsproces, hvor målet for den samlede miljøforbedring fastlægges.

2.2 Vurderingskriterier

Sikring af den optimale fordeling af indsatsen mellem forurenerne samt sikring af, at det fastlagte mål nås, sker gennem valget af virkemidler. Et virkemiddel der sikrer, at et givet miljømål nås kaldes *effektivt*. Hvis virkemidlet samtidig sikrer, at miljømålet nås til de lavest muligt omkostninger, er det tillige *omkostningseffektivt*. Effektivitet og omkostningseffektivitet udgør således centrale vurderingskriterier for valg af virkemidler. I mange tilfælde er det kun effektiviteten, der vurderes i forbindelse med valg af virkemidler. Et eksempel herpå er Vandmiljøplan I og II, hvor der ikke er gennemført egentlige analyser af omkostningseffektiviteten ved de enkelte virkemidler og kombinationerne heraf, selv om der findes mange enkeltstående analyser af omkostninger og effekter ved forskellige reguleringer af kvælstofanvendelse og -tab.

Effektiviteten måles i forhold til en eller flere målsætning(er). Landbrugets pesticidanvendelse medføre uønskede miljøeffekter i form af

- 1) afdrift af pesticider til de omkringliggende landbrugs og naturareal, hvorved flora og fauna påvirkes negativt,
- 2) nedsivning til grundvandet samt,
- 3) pesticidrester i foder og fødevarer.

Effekterne 1) og 2) er ikke prissat over et marked mens effekterne under 3) er det delvis, f.eks. gennem afsætningen af økologiske fødevarer, hvor økologimærket udgør en konkurrenceparameter. Målsætningen om en generel reduktion af pesticidanvendelsen skal således ses som et middel til at reducere miljøeffekterne 1, 2 og 3, og vurderingen af virkemidlers effektivitet og omkostningseffektivitet bør ses i forhold hertil og ikke alene i forhold til målsætningen om generel reduktion af pesticidanvendelsen. I denne udredning er der dog taget udgangspunkt i målsætningen om reduktion i anvendelsen, men for at vurdere eventuelle utilsigtede effekter af virkemid-

lerne, foretages der også i et vist omfang vurderinger i forhold til opnåelsen af de egentlige miljømålsætninger.

Virkemidler skal håndhæves, hvilket medfører administrative omkostninger med henblik på at reducere risikoen for omgåelse. Et andet kriterium i vurderingen af forskellige virkemidler er derfor omkostningerne ved implementering og kontrol. Et tredje kriterium i vurderingen af virkemidler er deres *fordelingsvirkninger og acceptabilitet* – dvs. om fordelingsvirkningerne mellem forurenere og mellem forurenere og andre sektorer er politisk acceptable.

Hensynet til de tre hovedkriterier ved valg af midler, er i nogle tilfælde modstridende, således at et virkemiddel kan have gode egenskaber med hensyn til ét kriterium og dårlige egenskaber med hensyn til et andet. I disse tilfælde må der prioriteres mellem kriterierne og eventuelt må forskellige virkemidler kombineres.

2.3 Effektiv og omkostningseffektiv regulering

Ved miljøregulering og iværksættelse af handlingsplaner bør det som omtalt søges at nå miljømålene så omkostningseffektivt som muligt, således at miljømålsætningen nås med det mindste mulige ressourceforbrug. Dette skyldes, at råderummet med hensyn til regulering på andre områder er afhængig af pesticidreguleringens omkostninger.

Den "optimale" miljøindsats findes, jf. ovenfor, der hvor de marginale omkostninger modsvarer den marginale miljøgevinst. Det vil derfor ofte være optimalt at acceptere et vist forureningsniveau, idet prisen for at fjerne den sidste enhed forurening typisk er voldsom dyr.¹ I nogle situationer kan det optimale forureningsniveau imidlertid være nul (ingen forurening). Dette kan være tilfældet for meget skadelige stoffer, der selv i små mængder gør stor eller uoprettelig skade, eller for stoffer, der billigt kan erstattes af andre mindre miljøbelastende stoffer. I relation til pesticider kan det derfor være omkostningseffektivt, at forbyde de mest skadelige sprøjtemidler samt sprøjtemidler, der billigt kan erstattes af mindre belastende midler.

For sprøjtemidler, hvor det optimale belastningsniveau ikke er nul, kan både regler, normer, afgifter, omsættelige kvoter eller tilskud anvendes. I princippet vil alle disse typer af virkemidler kunne udformes på en sådan måde, at den ønskede generelle reduktion af pesticidanvendelsen nås effektivt. Virkemidlerne adskiller sig imidlertid fra hinanden med hensyn til omkostningseffektivitet, det vil sige, de reale omkostninger de påføres samfundet ved realisering af den ønskede reduktion af pesticidforbruget. Dette forstærkes yderligere af, at der kan være forskel på virkemidlernes omkostningseffektivitet afhængigt af reduktionsmålet.

¹ Denne pointe fremgår også af økonomianalyserne i Bicheludvalget, idet meromkostningerne var markant stigende med restriktionerne på pesticidanvendelsen.

2.4 Direkte og indirekte regulering – et aspekt ved omkostningseffektivitet og målopfyldelse

En betingelse for om et virkemiddel vil være omkostningseffektivt, er at det rettes direkte mod miljøeffekten. Dette gælder både regelkrav, tilskud, afgifter og andre virkemidler.

Det forhold, at en afgift (eller omsættelig kvote) er omkostningseffektiv med hensyn til at reducere pesticidforbruget, er ikke ensbetydende med, at den er omkostningseffektiv med hensyn til at reducere miljøeffekterne. Hvis bestemte former for sprøjteadfærd, f.eks. sprøjtning langs vandløb, i følsomme områder eller sprøjtning under bestemte vejrforhold, er mere skadelig end andre, kan det være omkostningseffektivt af lave regler herfor i kombination med en afgift. Dette skyldes at afgiften ikke giver incitament til en særlig reduktionsindsats, der hvor sprøjtningen er mest skadelig, men kun til generelt at reducere sprøjteniveauet. Hvis reglerne for særlig skadelig sprøjteadfærd i sig selv medfører den ønskede generelle reduktion af miljøeffekterne, kan det være omkostningseffektivt helt at undlade afgiften.

Da hverken en afgift på behandlingshyppighed eller en værdiafgift rettes direkte mod opnåelse af en given miljøeffekt, er der tillige risiko for uønskede (såkaldte adverse) effekter, når landmændene tilpasser produktionen til reguleringen. I Hasler (1998) konkluderes det, at der kan opstå sådanne adverse effekter i forhold til kvælstofudvaskning ved afgifter på handelsgødning, fordi en sådan afgift giver incitament til at ændre afgrødevalget fra afgrøder med et højt kvælstofbehov (f.eks. vintersæd) til afgrøder med lavere behov (f.eks. vårsæd). Uønskede tilpasningseffekter i landbrugsdriften kan således medføre, at det kan være forbundet med stor usikkerhed at vurdere miljøeffekten, fordi regulering af pesticidernes miljøeffekter må karakteriseres som et tilsvarende komplekst reguleringsproblem. Endelig kan virkemidler i forhold til pesticider have såvel positive som negative virkninger i forhold til andre miljømæssige målsætninger, og *vice-versa*. Disse afledte virkninger bør så vidt muligt inddrages i vurderingerne af virkemidlets effekter.

2.5 Administrationsomkostninger og muligheder for omgåelse

Der vil være administrative og andre følgeomkostninger, bl.a. i afledte erhverv, foruden de omkostninger landbruget påføres i forbindelse med reguleringen. Med andre ord kan et virkemiddel være omkostningseffektivt med hensyn til både miljøeffekt og renseomkostninger i landbruget, men medfører måske så betydelige offentlige omkostninger til administration, kontrol og håndhævelse at virkemidlet i realiteten bliver samfundsøkonomisk uhensigtsmæssigt. Omvendt bør administrationsomkostningerne ved et nyt virkemiddel også ses i forhold til de tilsvarende omkostninger ved den eksisterende regulering, samt mulighederne for at kombinere administrationen med eksisterende ordninger.

Foruden de offentlige omkostninger til administration, kontrol og håndhævelse kan der i en række tilfælde påføres forurenerne betydelige transaktionsomkostninger i forbindelse med ansøgning om og fordeling af tilskud og f.eks. ved fordeling og omsætning af kvoter. Denne omkostning, der kommer oven i det reale driftsmæssige tab, bør også medtages i vurderingen af midlernes omkostningseffektivitet.

For di der ikke er ens tilgang til information for myndigheder og landmænd (såkaldt *asymmetrisk information*) er der mulighed for at omgå reguleringen og udnytte informationsmangler til egen fordel. Ved regulering af landbrugets mange små enheder er det således umuligt for den regulerende myndighed at fremskaffe fuldstændig information om de enkelte bedrifiers forhold, motiver og adfærd. Regulering, der skal håndhæves i forhold til den enkelte landmand, vil derfor i praksis medføre en række omgåelsesmuligheder. Derimod er indirekte virkemidler i form af afgifter, regler og forbud, der kan implementeres i forhold til leverandør- eller aftagerledet, nemmere at implementere og kontrollere, selv om omgåelse f.eks. i form af illegal import ikke kan udelukkes.

2.6 Fordelingsvirkninger og acceptabilitet

Princippet om "forurener betaler" tilsiger, at landbruget skal afholde omkostningerne ved at aflaste eller undgå skaderne ved *negative miljøvirkninger* og kompenseres for de positive miljøvirkninger landbrugsproduktionen medfører. Det vil sige, at det i princippet er landmændene, der bør betale for den forurening produktionen medfører, for eksempel ved at der pålægges afgifter, som afspejler miljøeffekten af pesticidanvendelsen.

Der er dog flere grunde til landbruget i en række sammenhænge gives lov til at forurene "gratis" op til et vist niveau. "Gratis forurening" og tilskud anvendes for det første for at undgå at sektoren her i landet bliver dårligere stillet end landbrugsproduktion i konkurrerende lande.² Påvirknings af konkurrenceevnen kan ikke undgås, såfremt der føres en restriktiv miljøpolitik, idet den danske økonomi er en lille åben økonomi, hvor det er svært at vælte omkostningerne over på priserne, som tilmed er regulerede af EU. For det andet kan gratis forurening og tilskud anvendes for at undgå en uønsket strukturudvikling i landbruget som kan være en følge af afgifter eller regelkrav. Det kan således både i landbruget og i andre dele af samfundet opleves som *uacceptabelt* at pålægge landbruget alle dets miljøomkostninger i overensstemmelse med forurener-betaler princippet. Endelig kan tilskud anvendes i overensstemmelse med forurener-betaler princippet for at belønne landmænd for at skabe *positive*

² Desuden vil det i en lang række tilfælde være meningsløst at tale om "nul forurening". I tilfældet pesticidanvendelse kan denne naturligvis helt forbydes, men en række af natureffekterne, der henføres til pesticidanvendelsen, opstår som følge af kombinationen af anvendelse af pesticider samt øvrige kulturtekniske og dyrkningsmæssige aktiviteter. Her tilsiger et overordnet ønske om omkostningseffektivitet i reguleringen, at reduktionen i belastningen sker ved en samlet afvejning af elementerne i årsags/virkningskæden.

miljøeffekter, f.eks. nye goder eller varetagelse af eksisterende naturværdier. I enkelte tilfælde kan det forekomme, at der betales tilskud for at reducere negative miljøeffekter, hvilket er tilfældet, hvis den ønskede miljøforbedring ikke kan opnås ved generelle reguleringer, som f.eks. beskyttelse af bestemte naturtyper.

På kort sigt giver tilskud og afgifter i princippet de samme incitamenter til at reducere forureningen; hvad enten der gives tilskud eller afgifter vil landmanden blive motiveret til at reducere forureningen indtil de marginale omkostninger herved svarer til afgiften/tilskuddet. Imidlertid vil afgifter og tilskud påvirke strukturudviklingen forskelligt. Afgifter vil medføre at omkostningsniveauet øges på bedriftsniveau, hvorved presset på mindre effektive brug øges og strukturudviklingen mod større og mere effektive brug fremmes. Endvidere vil afgifter betyde, at jordprisen vil falde idet omkostningen ved afgiften kapitaliseres "negativt" i jordprisen. Tilskud vil have den modsatte effekt. Udover at strukturudviklingen har politisk interesse, kan den også påvirke pesticidforbruget, hvis der er forskel på sprøjtemønstret mellem mere og mindre effektive brug. Dermed kan der være forskel på de langsigtede virkninger på pesticidforbruget af afgifter og tilskud.

2.7 Opsamling

I lighed med kvælstofregulering er pesticidregulering et komplekst problem, idet der er tale om regulering af diffuse kilder, hvor det ikke er muligt, at rette reguleringen mod selve miljøeffekten uden væsentlige monitoringsomkostninger. Sekundære løsninger må derfor vælges, hvilket medfører en risiko for manglende optimalitet på grund af utilsigtede adverse effekter. Alle de principielle kriterier har betydning, de samlede effekter af en pesticidregulering skal vurderes, og aspekter ved de forskellige kriterier vil i større eller mindre grad fungere som barrierer for anvendelse af de forskellige virkemidler.

3 Retslige virkemidler

Retslige virkemidler omfatter tiltag der kan føre til en generel reduktion af pesticidanvendelsen på behandlede arealer, samt tiltag der kan anvendes selektivt for at opnå beskyttelse af udvalgte biotoper, f.eks. vandløb og søer. Foruden forbud og arealmæssige begrænsninger er det muligt at anvende tidsmæssige begrænsninger og kvoter, samt regulering rettet mod anvendelsen af de pesticider, som er tilladt i Danmark. Analysen i dette kapitel omfatter hovedsageligt virkemidler, der medfører en generel reduktion, jf. kommissoriet for arbejdet i rapporten. Derfor omtales selektive virkemidler, som f.eks. areal- og tidsmæssige begrænsninger, kun kortfattet.

I den hidtidige pesticidregulering har retslige virkemidler eller regelkrav været det dominerende virkemiddel foruden værtdiagiften og rådgivningsindsatsen. De retslige virkemidler er blevet anvendt både generelt og selektivt, og således er der et generelt påbud om sprøjteplan, selektivt forbud mod pesticidanvendelse på og nær miljøfølsomme områder samt en godkendelsesordning.

3.1 Forbud og godkendelse

3.1.1 Godkendelsesordningen

Grundstenen i den danske pesticidregulering er godkendelsesordningen. Således skal alle pesticider godkendes af Miljøstyrelsen forud for markedsføring og anvendelse i Danmark. I spørgsmål om bekæmpelsesmidler bistår Miljøstyrelsen af Bekæmpelsesmiddelrådet, som er sammensat af uafhængige eksperter samt repræsentanter for diverse interessegrupper. Frem til den første Pesticidhandlingsplan i 1986 var godkendelsen primært baseret på midlernes humantoksikologiske egenskaber, men efter 1986 blev godkendelsesordning strammet således, at alle eksisterende og fremtidige pesticider skulle vurderes på grundlag af både deres human- og miljøtoksikologiske virkninger samt udvasknings- og nedbrydningssegenskaber.³ Endvidere blev der i 1996 indført en såkaldt "forbudsprocedure", således at Miljø- og Energiministeren kan forbyde godkendte pesticider, såfremt de viser sig at medføre uventede miljøeffekter.

3.1.2 Effektivitet og omkostningseffektivitet ved forbud og godkendelse

Som omtalt indledningsvis kommer forbud mod pesticider særligt på tale i tilfælde, hvor et pesticid har helt uacceptable sideeffekter. I disse tilfælde kan man ikke på fornuftig vis vælge mellem forskellige niveauer for påvirkning af miljøet, hvorfor forbud vil være omkostningseffektive. Et eksempel på en sådan reguleringssituation er regulering af insekticidet DDT. DDT akkumulerer i fødekæden og har

³ Da de strammede godkendelseskrav også omfattede tidligere godkendte midler, kaldes denne ordning også *re-vurderingen*.

væsentlige effekter på bl.a. forplantningsevnen, og som følge heraf blev DDT forbudt i de vestlige lande i midten af 1980'erne.

I den danske godkendelsesordning er der lagt en væsentlig mere restriktiv linie end specifikke forbud mod enkeltstoffer, idet et pesticid kun godkendes, såfremt det kan godtgøres, at det ved almindelig anvendelse ikke medfører nogen væsentlig risiko for sundhed eller miljø. Dette har medført, at kun 56 ud af de 180 midler, som var på det danske marked i 1988, fik fuld godkendelse, mens 22 fik begrænset godkendelse (Statens planteavlsvforsøg, 1997).

Som følge af den restriktive godkendelsespolitik er betydningen for miljø, sundhed og landbrugsproduktion også mere betydende end i lande med et mere liberalt grundlag for godkendelse af pesticider. De fleste lande fører en mere liberal politik end Danmark, med undtagelse af de øvrige nordiske lande.

Ved vurdering af betydningen af godkendelsesordningen med hensyn til omkostningseffektivitet og effektivitet, er et afgørende punkt mulighederne for substitution til andre midler og/eller bekæmpelsesmetoder. To generelle tilfælde er væsentlige:

- 1) forbud mod et middel med effektive substitutter,
- 2) forbud mod et middel med ringe eller ingen substitutter.

Ad 1)

I dette tilfælde forventes konsekvenser af forbuddet at være forholdsvis beskedne. Idet der findes gode substitutter vil den driftsøkonomiske effekt overvejende være bestemt af forskellen i prisen på en behandling med det forbudte middel og dets substitutter. Hvis forbuddet fører til en positiv effekt på miljømålsætningen, vil et sådant forbud altså være omkostningseffektivt, da der er gode substitutter.

Ad 2)

Her er konsekvenserne noget mere komplekse. Da der ikke findes substitutter for det forbudte middel, vil forbuddet umiddelbart føre til et driftsøkonomisk tab afledt af de manglende bekæmpelsesmuligheder. Et forbud af denne karakter vil således kun være omkostningseffektivt hvis miljøeffekten er helt uacceptabel, jf. ovenfor.

De miljømæssige effekter af et forbud eller anden regulering afhænger dog ikke kun af den direkte tilpasning landmanden foretager. Den miljømæssige effekt er også afhængig af øvrige driftsændringer, og hvorvidt disse eksempelvis fører til en mere eller mindre miljøbelastende afgrødesammensætning og/eller væsentlig øget anvendelse af godkendte midler. Dette omtales også som adverse effekter, og de kendes bl.a. fra kvælstofområdet (Hasler et. al, 1999). Et eksempel kunne være ændringer fra vintersæd til vårsæd, og et andet er, at regulering kan medføre ændringer i landbrugsstrukturen ved at mindre og ekstensive bedrifter bliver presset ud af sektoren. Adverse effekter kan således være et væsentligt og generelt problem, der følger af en række reguleringer.

Generelt kan det siges, at antallet af forbud, som relaterer sig til tilfælde nr. 2 vil stige i takt med at antallet af godkendte midler reduceres. En måde hvorpå uønskede og uforudsete adverse effekter kan reduceres er, at åbne mulighed for lempelse af forbuddet ved at tillade anvendelse i bestemte afgrøder eller perioder, dvs. indføre en begrænset godkendelse, enten i tid eller for arealet. Dette bruges i et vist omfang i Danmark indenfor den eksisterende regulering, bl.a. med henblik på at give producenterne mulighed for at afprøve alternative bekæmpelsesstrategier.

3.2 Tids-, areal - og mængdemæssige begrænsninger

3.2.1 Typer af begrænsninger

Foruden fuld begrænsning i form af forbud og kvoter, kan pesticidforbruget reguleres med tids- og arealmæssige begrænsninger. De tidsmæssige begrænsninger anviser tidspunkter, hvor sprøjtemidler kan anvendes, medens arealmæssige begrænsninger udpeger arealer, hvor der ikke må sprøjtes eller hvor specificerede sprøjtestrategier skal følges. Arealmæssige begrænsninger er f.eks. zoner langs våde eller tørre naturtyper eller zoner i form af bræmmer til nabomarker/skel.

3.2.2 Tidsmæssige begrænsninger

Foruden den nuværende ordning hvor godkendelserne kan være såvel arealmæssigt som tidsbegrænsede, kan der lægges begrænsninger på de tidspunkter det er lovligt at sprøjte, f.eks. forbud mod sprøjtning i vinterhalvåret og forbud mod sprøjtning på bestemte tider af døgnet. Disse begrænsninger kan gives i henhold til godkendelsen for hvert enkelt stof, og udformes som generelle regler eller regler for forskellige afgrøder.

3.2.3 Arealmæssige begrænsninger

Arealmæssige begrænsninger kan indføres for udpegede områder (zoner). Udpegning af zoner, hvor der f.eks. ikke må sprøjtes eller hvor der kun må sprøjtes i begrænset omfang, kan tjene tre forskellige hensyn:

- beskytte områder hvor der er særlige hensyn, eksempelvis områderne tilgrænsende følsomme naturområder eller økologisk dyrkede marker, eller som er beliggende i eller omkring et område med drikkevandsindvinding
- danne grundlag for at prioritere i situationer, hvor der er få økonomiske ressourcer til at iværksætte generelle tiltag, som kræver tilskud eller andre former for erstatning
- medføre sammenhængende landskabelige forbedringer, som f.eks. økologiske spredningskorridorer

I henhold til gældende lovgivning er det allerede muligt at begrænse eller forbyde anvendelsen af pesticider på bestemte arealer.

3.2.4 Kvoter

Kvoter anvendes til regulering af anvendelsen af indsatsfaktorer, f.eks. gødning og pesticider og til regulering af produktion (f.eks. loft over besætningsstørrelser). Kvoterne kan i princippet være både faste og omsættelige, dvs. gøres til genstand for salg på et kvotemarked. Mens faste kvoter regnes som et regelkrav, hører de omsættelige kvoter til under de økonomiske virkemidler. Omsættelige kvoter gennemgås derfor i kapitel 6.

Faste kvoter kan fastsættes og differentieres efter forskellige kriterier; for den enkelte bedrift eller for afgrøder, specificeret efter udbytter, jordtyper og klimazoner. Differentierede kvoter, der f.eks. er tilpasset udbyttenevnerne, gør det muligt at begrænse forbruget mest der, hvor f.eks. udbytteeffekten er mindst. Differentiering er kendt fra reguleringen af gødningsforbruget i Vandmiljøplan II, og erfaringen herfra viser, at denne type kvotesystem medfører et væsentligt behov for kontrol og sanktionsmuligheder.

3.2.5 Effektivitet og omkostningseffektivitet med tids,- areal og mængdemæssige begrænsninger

I de tilfælde hvor anvendelse af visse pesticider er uacceptabelt, eller der er behov for at begrænse forbruget i afgrænsede områder eller til bestemte tider, kan det være omkostningseffektivt at indføre begrænsninger på forbruget. Effektivitet med hensyn til opnåelse af den miljømæssige målsætning nås dog kun, hvis kvoterne er fastsat med henblik på at opfylde den samlede miljømålsætning, og ikke ved at kvoterne bestemmes under hensyn til driftsmæssige faktorer som f.eks. udbyttenevne.

Virkemidlet vil kunne anvendes omkostningseffektivt fordi det kan undgås, at hele landbrugssektoren skal tilpasse sig de skærpede krav, idet disse kun gælder i tilfælde eller for områder, hvor det er miljømæssigt nødvendigt. Dette stiller dog krav til udpegningen af områderne og at denne foretages med hensyn til områdernes sårbarhed. Sådanne udpegninger vil altid være behæftet med diskussioner om kriterier og vilkår for grænsedragningen (jf. Anker et al, 2000).

3.3 Mulighed for omgåelse og transaktionsomkostninger ved retslige virkemidler

For at der skal være en effektiv efterlevelse af omkostningskrævende retslig regulering kræves effektiv kontrol, og at overskridelser af reglerne medfører bøde eller andre sanktioner, der er prohibitivt store.

Problemerne ved effektiv kontrol afhænger indlysende af hvilke krav, der er stillet. Generelt er krav, der kan kontrolleres centralt, f.eks. i leverandørleddet, langt mindre omkostningskrævende at kontrollere, end krav, der skal kontrolleres på den enkelte bedrift, måske endda til bestemte tider. Krav der kan kontrolleres ved leverandørleddet er derfor at foretrække. Kontrol af om der er anvendt mindre doser, nedsat behandlingshyppighed eller sprøjtefri zoner, etc. vil derimod være yderst vanskeligt. Det vil derfor være svært at

kontrollere om tids-, areal og mængdemæssige begrænsninger overholdes. Et absolut forbud vil dog være forholdsvis nemt at kontrollere, idet forekomst af sprøjteudstyr etc. ikke må forefindes, jf. kontrollen med økologiske bedrifter.

Kontrol kan udføres som selvrapportering, men som nævnt indledningsvist betyder det asymmetrisk information mellem landmænd og myndigheder. Landmændene har derfor en række informationer om produktion, effektivitet og anvendelsen af pesticiderne, som kun er til myndighedernes rådighed, hvis landmanden vælger at indrapportere dem. Et eksempel er, at myndighederne ikke har mulighed for at observere, hvorvidt landmanden ændrer pesticidanvendelsen, hverken dosering eller behandlingshyppighed, men må stole på landmændenes evt. indrapportering og i øvrigt aggregerede opgørelser over udviklingen i pesticidforbruget. Informationernes private karakter indebærer derfor, at landmanden har mulighed for at udnytte informationen i sin interesse og omgå reguleringen. Det vil således sjældent være realistisk at regne med fuld efterlevelse, specielt ikke for regler, der kræver udstrakt anvendelse af kontrol og håndhævelse.

3.4 Fordelingseffekter og acceptabilitet

Da de retslige virkemidler ikke skaber et provenu, men kun tilpasningsomkostninger, er retslig regulering ofte mere acceptabelt i landbruget end økonomiske virkemidler som afgifter og omsættelige kvoter. Retslige virkemidler har dog betydelige tilpasningsomkostninger, idet spredningen i disse vil være større ved retslige virkemidler end ved f.eks. afgifter. Nogle bedrifter vil rammes meget hårdt, mens andre vil ligge under grænsen for effekt af diverse indgreb.

3.5 Erfaringer med retslige virkemidler i pesticidpolitikken

Som bekendt har den hidtidige regulering af anvendelsen af bekæmpelsesmidler haft en begrænset succes med henblik på at reducere behandlingshyppigheden. På trods heraf er der sket en overgang fra stoffer med en stor del højaktive stoffer til lavdosis stoffer med en mindre akut giftighed, hvorfor det kan konkluderes, at selve godkendelsesordningen, som er beskrevet foran, har fungeret effektivt. Som nævnt tidligere er det ikke meningsfyldt at vurdere omkostningseffektiviteten i den forbindelse, idet godkendelsesordningen i sin funktion udpeger midler der er uacceptable ud fra et miljømæssigt synspunkt, eller som ud fra en vurdering må skønnes at kunne substitueres med mindre farlige og billigere midler. På grund af de irreversible skader visse bekæmpelsesmidler kan forårsage, er det således relevant med en godkendelses- og forbudsordning. Erfaringerne med kontrol illustrerer de problemer der ofte optræder; kontrol er ressourcetrækkende i og med at det er mange bedrifter, og det er svært ud fra den foreliggende arbejdsfordeling at placere ansvaret for kontrollen idet den er spredt ud på mange instanser.

3.6 Erfaringer fra øvrig miljøregulering

Faste kvoter anvendes i reguleringen af landbruget i forbindelse med normreguleringen af gødningsforbruget samt i Landbrugsloven, hvor der er loft over både sammenlægninger og besætningstørrelser.

Mens harmonireguleringen og sammenlægningsgrænserne er generelle, dvs. enslydende for hele landet, er gødningsnormerne differentieret mellem regioner for at afspejle forskelle i dyrkningsbetingelser, såsom jordtyper og andre regionalt forskellige betingelser.

Effekterne af harmonikravene, der har været et væsentligt krav i gødningsreguleringen, illustrerer nogle negative afledte effekter af kvoteregulering, idet harmonikravene har gjort antallet af husdyr afhængigt af bedriftens jordtilligende. Harmonikravene har derfor bevirket en kapitalisering af husdyrproduktionens værdi i jordpriserne i en periode, hvor gode konjunkturer for svineproduktionen har ført til en forøgelse af svinebestanden. Som følge heraf har ekspanderende svineproducenter opkøbt plante- og kvægbrug, hvilket modvirker intentionerne, idet svinebrug generelt har et højere kvælstoftab end både plante- og kvægbrug. Dette må generelt forventes at accelerere ved fortsatte stramninger af harmonikravene, forudsat den samlede indtjening pr. hektar er højere på svinebrugene end på de øvrige brugstyper. Samtidigt viser undersøgelser foretaget af Christensen og Schou (1998), at pesticidanvendelsen er mindre på deltidsskifter i forhold til effektive heltidsbedrifter, hvilket peger på en uheldig kobling mellem harmonikrav og målene i pesticidpolitikken.

I en række år har gødningsforbruget på den enkelte bedrift været begrænset af normer for forbruget for hver afgrøde. Disse normer er en af grundpillerne i beregningen af den udnyttelsesgrad landmændene skal opnå på husdyrgødningen. Overtrædelser af normerne har derfor udmøntet sig som for lave udnyttelsesprocenter ved husdyrbedrifterne. Fra og med 1998 blev der indført egentlige kvoter med Vandmiljøplan II. Disse normer eller kvoter er begrænset så de er 10 procent under det økonomisk optimale forbrug for hver enkelt afgrøde (beregnet, hvor merindtjeningen modsvarer prisen på et kg kvælstof). Det er endnu for tidligt at evaluere hvordan denne stramning af kvoterne har slået i gennem, idet de kun har været gældende siden 1998. Derfor er der kun kontrolresultater fra et år (1999).

Af kontrollerne af systemet af gødningsnormer fra før Vandmiljøplan II, kan der dog også udledes nogle konklusioner. Af Grant et al (1998) og af en analyse på data fra Landovervågningsoplandene af Blicher-Mathiasen og Hasler (1999) fremgår, at der kunne observeres tilbagevendende overtrædelser af gødningsnormerne, men at der år for år har været mindre overtrædelser på bedriftsniveau. Landovervågningsdata viser dog, at enkeltmarker overgødskes på over halvdelen af de bedrifter, der indgår i overvågningsprogrammet, hovedsageligt husdyrbedrifter. Årsagen til at det er muligt for landmændene, at holde gødskningen indenfor normen på bedriftsniveau men ikke på markniveau er, at en række afgrøder har meget høje normer, f.eks. græs, hvor det er få landmænd, der udnyttede kvoten fuldt ud. Gødskning af enkeltmarker over normen kan således bl.a. forklares

med, at gødningsnormerne ikke i alle tilfælde reflekterer de reelle forskelle mellem de enkelte marker, når det gælder gødningsbehovet, da tilpasningen af normerne til regionale betingelser og klimazoner sker på en langt mere aggregeret niveau. Erfaringerne viser således, at det, selv med en meget specifik og sindrig regulering, er vanskeligt at få faste kvoter til at fungere lige så fleksibelt som markedsbaseret regulering (afgifter og omsættelige kvoter).

Lignende effekter vil kunne optræde ved faste bedrifts- eller afgrødekvoter på pesticidforbruget, fordi der er store forskelle på behovet mellem markerne afhængigt af bl.a. afgrøde, jordtyper, dyrkningshistorie, sædskifte, klimamæssige betingelser og udsving. Dette er også pointeret i Dubgaard (1987) og Schou (1998).

3.7 Opsamling

Retslige virkemidler i form af forbud er helt nødvendige, når der er tale om regulering af stoffer som på den ene eller anden måde er uacceptable i miljøet. Til regulering af påvirkninger, hvor det er muligt at bestemme grænseværdier, dvs. hvor opnåelsen af miljømålsætningen ikke er absolut, vil omkostningerne ved de ændringer, som virkemidlerne medfører, have større vægt ved valg af reguleringsmåden.

I de tilfælde hvor det er muligt at udpege de væsentlige kilder til miljøbelastningen og rette de retslige virkemidler direkte mod belastningen eller kilderne, kan regelstyring være at foretrække frem for økonomiske virkemidler, fordi der er mindre risiko for uønskede tilpasningseffekter (adverse effekter). Dette kan gælde i specielt udpegede områder, hvor specifikke adfærdsændringer er ønskelige. Retslig regulering kan også anvendes i tilknytning til økonomisk styring for at afbøde eller forhindre nogle af de afledte og utilsigtede effekter, som afgifter og anden økonomisk regulering kan medføre.

Erfaringerne fra den hidtidig regulering af gødningsanvendelsen viser, at regulering af den generelle anvendelse af sprøjtemidler med et fast kvotesystem vil kræve specifikke og sindrige regler for at fjerne forskelle mellem regioner og produktionstyper og medføre et stort behov for administration og håndhævelse.

4 Økonomiske virkemidler – afgifter

Der findes mange muligheder for udformning af afgifter, som alle generelt må forventes at reducere den samlede pesticidanvendelse. De konkrete effekter på miljø, sundhed og økonomi vil i høj grad være afhængig af valg af afgiftsgrundlag og landmændenes respons i form af ændret pesticidanvendelse, afgrødevalg, sædskifte og anvendelse af alternativ plantebeskyttelse, herunder om afgifterne vil kunne medføre adverse effekter. Som nævnt tidligere er der en risiko for sidstnævnte, når afgiften ikke direkte kan pålægges miljøeffekten.

4.1 Typer af afgifter

4.1.1 Den eksisterende værdisafgift

Den eksisterende afgift på pesticider er differentieret mellem tre forskellige grupper af midler:

1) insekticider; 2) herbicider, fungicider og vækstregulerende midler; 3) øvrige pesticider som primært omfatter pesticider til anvendelse uden for landbruget. Afgiftssatserne fra 1996 til 1998 var på henholdsvis 35, 25 og 3 procent af grossistværdien før afgiftens indførelse, medens de fra 1. november 1998 er øget til henholdsvis 53 og 33 procent for de to første grupper og fastholdt på 3 procent for den sidste gruppe.

De nævnte afgiftsændringer er gennemført med henblik på at skabe incitament til mindsket pesticidforbrug. Afgifterne afspejler dog ikke forskelle i midlernes uønskede egenskaber, men er fastlagt ud fra udviklingen i behandlingshyppigheden frem til introduktionen af den første differentierede afgift i 1996. Afgiften giver derfor ikke tilskyndelse til en ændring i sammensætningen af pesticidforbruget (eller teknologisk udvikling) imod mindre miljøskadelige midler, hvilket ellers ofte anføres som et af hovedargumenterne for afgiftsregulering. Da de nuværende afgifter er baseret på midlernes salgspris (stor afgift i kr. for dyre midler), vil afgifterne alene give incitament til at substituere fra dyre midler mod billige midler.

4.1.2 Afgifter baseret på midlernes egenskaber

Hvis en pesticidafgift kunne afspejle forskelle i midlernes giftighed og/eller udvaskelighed, ville der opstå miljømæssigt gavnlige substitutionseffekter. Dette vil også tilskynde producenterne af pesticider til at udvikle mindre miljøbelastende midler til det danske marked. Ved den eksisterende godkendelse af pesticider lægges der bl.a. data for toksicitet over for mennesker og forskellige faunagrupper samt midlernes udvaskelighed til grund for vurderingen. På nuværende tidspunkt er der dog ikke faglig enighed om mulighederne for en rangordning, ej heller om hvilke kriterier der skal ligge til grund. En sådan rangordning vil dog være hensigtsmæssig set ud fra et reguleringsmæssigt synspunkt, men den kræver, at der tages politisk stilling til, hvilke kriterier rangordningen skal baseres på.

Der er tidligere foretaget undersøgelser af mulighederne for at udarbejde belastningsindeks for pesticider, hvor midlerne rangordnes efter hhv. deres samlede egenskaber (Mogensen, 1991) eller i forhold til deres belastning af det terrestriske miljø (Løkke, et al., 1994). Begge undersøgelser er skeptiske over for anvendelsen af belastningsindeks, hvor forskellige effekter sammenvejes. Det skyldes, dels at disse indeks har en forholdsvis upræcis fortolkning og dels de tekniske problemer med deres udarbejdelse. Muligheden blev også diskuteret i Bichel-udvalgets udvalg for sundhed og miljø, som konkluderede, at det ikke på foreliggende grundlag er muligt at rangordne pesticiders risiko for forurening af grundvandet ud fra absorption, temperatur og anvendte mængder.

Der er dog væsentligt at holde sig for øje, at en afgift baseret på midlernes miljømæssige egenskaber ikke nødvendigvis skal baseres på en "perfekt" rangordning, men at kriteriet for at indføre en denne afgiftstype blot må være, at incitamentsegenskaberne er bedre end ved den eksisterende afgift. En afgift baseret på en partiel rangordning, f.eks. efter udvaskningspotentialer, vil være et bedre reguleringsgrundlag end en værdiafgift. Rationalet herfor er, at værdiafgiften giver "tilfældige" incitamenter med hensyn til pesticidets egenskaber, medens den partielt rangordnede afgift giver de "reelle" incitamenter med hensyn til den udvalgte egenskab.

Nyere videnskabelige undersøgelser peger også på, at det er muligt at beskrive sammenhængen mellem forekomsten af pesticider i grundvand og oplysninger om anvendt mængde og midlernes adsorption til jord (Kreuger & Törnqvist, 1998; Kolpin, et al., 1998). Tilsvarende synes det muligt at foretage en hierarkisk rangordning efter miljøtoksicitet på grundlag af et middels normaldosering og økotoksikologiske belastning (jf. Secher & Gyldenkerne 1996, Clausen 1998). Ved DMU arbejdes med tilsvarende simple metoder til rangordning af pesticider.

En sådan simpel rangordning af pesticider efter deres miljømæssige egenskaber er bl.a. også anbefalet af Falconer (1998) som alternativ til et sammenvejet indeks, ligesom den nyligt reviderede norske pesticidafgift baserer sig på en inddeling af pesticider i 4 risikogrupper (Schou & Streibig, 1999).

En sådan rangordningsmetode skal selvfølgelig besidde en vis sikkerhed for at virke som reguleringsmæssig reference. Hvis en rangordning kan foretages nogenlunde sikkert, vil en afgift baseret på rangordning kunne bringes til at afspejle midlernes uønskede egenskaber og derved foranledige, at anvendelsen af de mest miljøskadelige midler reduceres mest – dvs. forbrugsændringen ville få den størst mulige positive miljøeffekt givet den eksisterende viden.

4.1.3 Afgift på behandlingshyppighed

En meget diskuteret afgiftsform, som tillige er baseret på en form for rangordning, er en afgift baseret på behandlingshyppighed. Principet er, at der betales afgift efter antal standarddoser, idet behandlingshyppigheden er defineret ved antal standarddosers sat i forhold til det sprøjtede areal. Er den anbefalede dosis eksempelvis 1 liter pr.

ha og indkøber/anvender en landmand 5 liter, svarer dette til 5 standarddoser (eller "behandlingshyppigheder"). En sådan afgift giver direkte incitament til at nedbringe antallet af standarddoser, f.eks. gennem bedre timing af bekæmpelsesindsatsen og anvendelse af reducerede doser. Norge har indført en sådan afgift i foråret 1999, kombineret med den tidligere nævnte rangordning af pesticiderne i fire risikoklasser.

Afgift på antal standarddoser er dog ikke uden problemer, hvilket særligt skyldes, at det samme middel kan have flere anbefalede dosisniveauer afhængigt af hvilken afgrøde det anvendes, og hvilken skadevolder som skal bekæmpes. Dette betyder, at afgiftsgrundlaget ikke altid er entydigt. Betydningen heraf undersøges i forbindelse med en anden del af dette udredningsarbejde, men på grundlag af de norske erfaringer synes det muligt at minimere ulemperne ved dette problem.

Et af hovedargumenterne for indførelse af en afgift på antal standarddoser er, at behandlingshyppigheden er en indikator for pesticidanvendelsens effekter på flora og fauna, jf. Bichel-udvalgets arbejde. I tilknytning hertil er det relevant at vurdere, om der skulle være en sammenhæng mellem anbefalet dosis og eksempelvis udvaskningsrisiko, med henblik på at undgå adverse effekter af afgiften. Ligeledes vil der være en risiko for, at forbrugsændringen ved indførelse af en afgift på behandlingshyppighed kan komme i modstrid med det parallelle ønske om at nedbringe den anvendte mængde aktivstof.

4.2 Erfaringer fra øvrig miljøregulering

Det er svært at bedømme hvilke effekter de danske afgifter har haft på pesticidanvendelsen, idet afgiftssatserne er blevet ændret med korte mellemrum. Der er anvendt afgifter på en række andre områder; f.eks. på vandområdet og energi. De første energiafgifter blev indført i 1977 på el og olie, og siden da er der indført energiafgift på alle fossile energityper, som anvendes i Danmark. Siden 1992 er der indført en CO₂-afgift i 1992 og en svovlafgift i 1996.

Administrationen af energiafgifterne omfatter nogle eksempler på anvendelse af provenuet. I forbindelse med forhøjelsen af afgifterne i 1996 bliver provenuet nu fuldstændigt tilbageført til virksomhederne. På grund af strukturen i tilbageføringen vil der ske en omfordeling mellem virksomhederne. Kristoffersen et al (1997) forventer, at meget arbejdskraftsintensive virksomheder som fx serviceerhverv vil opnå en marginal gevinst ved ordningen, mens de største tabere vil være nogle få store energiintensive virksomheder med relativt få ansatte.

Dette illustrerer de væsentlige fordelingsaspekter som kan være knyttet til provenuet og fordelingen af det forurenere imellem og mellem forurenere og samfundet i øvrigt.

Endvidere illustrerer erfaringerne med CO₂-afgiften, at yderligere og supplerende regulering kan være væsentlig for at opnå den tilstrækkelige effekt, men også for at opnå acceptabilitet blandt producenter-

ne. Således består den gældende CO₂ regulering både af afgifter, omsættelige kvoter og frivillige aftaler. Vi vil vende tilbage til de to sidste punkter.

4.3 Opsummering vedr. afgifter

Generelt kan det konkluderes, at afgifter har de nødvendige egenskaber til at sikre, at de ønskede mål om reduktion af pesticidanvendelsen realiseres, samtidig med at omkostningerne minimeres for sektoren som helhed. En væsentlig forudsætning herfor er dog, at det er muligt direkte at afgiftsbelægge den faktor, som ønskes reduceret. Dette stiller betydelige krav til informationsmængden og kan medføre, at administrationsomkostningerne bliver uforholdsmæssigt store, f.eks. hvis afgiften ikke kan pålægges produktet generelt. I tilfældet med en afgift på antal standarddoser, som kan pålignes grossistledet er der ikke belæg for at transaktionsomkostningerne vil blive væsentlige.

Der findes talrige muligheder for udformning af afgifter, og det er generelt for dem, at de må forventes at reducere den samlede pesticidanvendelse. De konkrete effekter på pesticidanvendelsen og dermed miljø, sundhed og økonomi vil i høj grad være afhængig af valg af afgiftsgrundlag og landmændenes respons i form af ændret, afgrødevalg, sædskifte og anvendelse af alternativ plantebeskyttelse.

I pesticidreguleringen må man forvente større risiko for adverse effekter ved en afgift der virker mere indirekte i forhold til miljøeffekterne end ved regulering der rettes direkte mod særligt miljøbelastende sprøjte adfærd. Adverse effekter ved en afgift kan eksempelvis tage form af substitution med mere potente og muligvis mere miljøbelastende sprøjtemidler, ligesom der kan være indbyrdes konflikter mellem opnåelsen af politikens delmål og de dertil anvendte virkemidler. Problemerne hermed kan dog eventuelt imødegås gennem den specifikke udformning af afgiften.

I teorien kunne der indbygges en geografisk målretning i afgifterne, som tilfældet er med tilskudsmulighederne i de såkaldte Miljøvenlige Jordbrugsforanstaltninger. Dette gælder særligt ved anvendelse af afgrøde- eller ejendomsbaserede afgifter. En regionaliseret afgift vil dog menes at være administrativ tung på grund af det væsentlige informationsbehov, særligt sammenlignet med det eksisterende subsidiesystem for beskyttelse af natur- og miljøfølsomme områder. Andre eksempler kan være en afgift, som er gradueret efter den procentvise andel af bedriftens areal som sprøjtes, hvilket tilskynder til at reducere størrelsen af det areal, hvorpå der anvendes pesticider. Ved denne afgiftstype kan håndhævelsen ligeledes være administrativ tung, idet den kræver en vis grad af indrapportering fra den enkelte landmand og deraf følgende behov for kontrol og sanktionering. Ligeledes kan en arealafgift medføre det paradoks, at i takt med at det sprøjtede areal falder, stiger behandlingshyppigheden. Dette skydes, at behandlingshyppigheden refererer til de sprøjtede areal og da det må forventes, at det er de mindst sprøjtede afgrøder, hvor pesticidanvendelsen først ophører, vil et reduceret sprøjtet areal føre til

øget behandlingshyppighed. Dette paradoks vedrører dog primært politikudformningen og ikke det pågældende virkemiddel.

Bortset fra den eksisterende pesticidafgift har der fra politisk hold været tilbageholdenhed med at anvende afgifter til regulering af jordbruget. En af forklaringerne er vanskeligheder med at fastlægge retningslinier for anvendelse af afgiftsprovenuet. Da pesticidforbruget er forholdsvis robust over for prisændringer (se kapitel 9), må der regnes med betydelige afgifter for at opfylde målsætningen om reduktion af behandlingshyppigheden, med deraf følgende stort afgiftsprovenue. Økonomisk teori giver ikke grundlag for at kvalificere anvendelsen af afgiftsprovenuet på anden måde end, af dette bør anvendes på en sådan måde, at samfundets velfærd øges mest muligt. Dette medfører, at provenuet ikke nødvendigvis skal tilbageføres til erhvervet, men vælges dette, er det afgørende at det gøres uafhængigt af produktionen for ikke at påvirke reguleringens effektivitet. Tilbageførsel vil dog være behæftet med administration og transaktionsomkostninger.

5 Økonomiske virkemidler - omsættelige kvoter

5.1 Virkemidlets mekanismer

Omsættelige kvoter er et muligt virkemiddel, når målet er at kontrollere og styre det samlede forbrug af pesticider. Ved indførelse af omsættelige kvoter vil der opstå en kvotepris i tillæg til markedsprisen. I lighed med afgifter, medfører omsættelige kvoter således, at sprøjtemidler fordyres og prisstigningen giver dermed incitament til at reducere forbruget. Forudsat fuldkommen information, vil omsættelige kvoter således besidde de samme egenskaber som afgifter, og de reale tilpasningsomkostninger vil være de samme.

Fordelen ved omsættelige kvoter i forhold til afgifter er, at der er større sikkerhed for opnåelse af den målsatte forbrugsnedgang. Denne kan målsættes på regionalt eller nationalt niveau. Til gengæld bliver der større usikkerhed om omfanget af tilpasningsomkostninger der påføres landbruget. Da tilpasningsomkostningerne i landbruget ved en generel reduktion af sprøjtemiddelforbruget (som vist i kapitel 9) synes at være begrænsede, og tages den fastsatte målsætning seriøst, peger dette i retning af, at sikkerhed for opnåelse af det miljømæssige mål gives højeste prioritet. Da der tillige er betydelig usikkerhed om, hvilket afgiftsniveau, der vil sikre opfyldelse af målsætningen tilsiger hensynet til målopfyldelsen (effektiviteten), at et system med omsættelige kvoter vælges, frem for en afgift for at sikre en generel reduktion af pesticidforbruget.

5.1.1 Den konkrete udformning

Konkret kan kvoter indføres ved lancering af et system af sprøjtetilladelser. Antallet af sprøjtetilladelser justeres efter den ønskede målsætning; anslås det sprøjtede areal til 2.000.000 ha, og ønskes en behandlingshyppighed på 2,0, svarer dette til at der uddeles 4.000.000 sprøjtetilladelser. Tildelingen af den enkelte landmands initiale kvote, kunne eksempelvis gøres afhængig af tidligere års afgrødevalg, ligesom beregningen af det nødvendige antal sprøjtetilladelser ved køb af et givet pesticid beregnes på samme måde, som ved en afgift på antal standarddoser. Herved bliver det også muligt at kontrollere overholdelse af systemet, idet den solgte mængde pesticid i grossistledet skal korrespondere med det indleverede antal sprøjtetilladelser. Dette kræver, både for afgifter og kvoter, at de enkelte produkters indhold af standarddoser er veldefineret og autoriseret fra myndighedsside, for at forhandlere, landmænd og kontrolorganer kan afgøre forholdet mellem solgte pesticider og kvoterne.

I tilfældet med pesticidkvoter (eller sprøjtetilladelser) vil det være hensigtsmæssigt, at tillade kvoter overføres mellem år, såkaldt "banking", af flere grunde:

1. for at kompensere for at sprøjtebehovet varierer fra år til år som følge af klimaudsving, skadetryk, m.v. (Jf. Romstad, 1991).
2. for at undgå at landmænd opbygger betydelige pesticidlagre på gården, hvilket de kan blive tilskyndet til som "forsikring" mod varierende behov, jf. punkt 1,
3. for at undgå utilsigtede udsving i kvotepriserne omkring udløb af en kvoteperiode

Således viser erfaringer på baggrund af data fra SJFI, at mange landmænd planlægger deres sprøjteindsats i sammenhæng med udarbejdelsen af markplaner. Da størstedelen af pesticidforbruget er planlagt under forudsætning af vurderinger af den gennemsnitlige risiko for svampe- og insektangreb, taler det for, at risikoen for manglende mulighed for bekæmpelse i "problemår" kan minimeres, såfremt kvoterne kan overføres fra år til år. Tilsvarende vil regionale forskelle modvirkes gennem kvoternes omsættelighed og handel gennem vækstsæsonen, hvilket understreger betydningen af velfungerende varslingsystemer for at sikre at kvoten anvendes optimalt.

5.1.2 Effektivitet og omkostningseffektivitet

Et system med omsættelige kvoter medfører et mindre indtægtstab for producenterne end et system med faste kvoter hele sektoren taget i betragtning. Dette skyldes, at handel med kvoterne vil medføre omfordelinger afhængigt af producenternes økonomiske gevinst ved pesticidanvendelsen. I forhold til tilpasningsomkostningerne i landbruget er et kvotesystem lige så omkostningseffektivt som en afgift, forudsat der ikke er væsentligt transaktionsomkostninger ved at handle på kvotebørsen.

Gren (1994) har undersøgt omkostningerne forbundet med at reducere pesticidanvendelsen i Sverige med 50 procent, og i beregningerne, der er udført med ikke-lineær programmering, er omkostningseffekterne af omsættelige sprøjtetilladelser sammenlignet med omkostningseffekterne af forbud og afgifter. Der er udført en rangering af de virkemidler der indgår i beregningerne, og det konkluderes, at omsættelige rettigheder er det mest omkostningseffektive virkemiddel.

5.1.3 Transaktionsomkostninger og kontrol

Ved en omsættelig kvote vil to typer af transaktionsomkostninger principielt kunne opstå;

- omkostninger ved at finde nogen at handle med
- omkostningerne ved at gennemføre handlen (jf. Romstad, 1991).

Indføres der en egentlig kvotebørs, kan problemerne reduceres betydeligt, men for den enkelte landmand vil det naturligvis være forbundet med omkostninger særligt i form af tidsforbrug til at agere på børsen. Her kunne rådgivningstjenesten formodentligt spille en rolle, som det er tilfældet ved handel på mælkebørsen, som vi vender til-

bage til under afsnit 5.4 vedrørende erfaringer med lignende regulering.

5.1.4 Fordelingsvirkninger og acceptabilitet

Hvis kvoterne tildeles gratis, kan der opnås samme fordelingsvirkninger som en afgift med fuld tilbageførsel af provenuet. Omvendt kan der genereres et tilsvarende provenue som ved afgiften, såfremt landmændene i udgangspunktet skal erhverve kvoterne. Problemerne omkring kriterier for tildeling af kvoter svarer fuldstændigt til problemstillingen omkring kriterier for afgiftstilbageførsel. Det er vigtigt at disse kriterier ikke medfører adfærdsændringer hos landmanden. Endvidere er det som nævnt væsentligt at undersøge transaktionsomkostningernes størrelse i forbindelse med handel med kvoter, ligesom administration af et sådant system såvel som dets accept i forhold til EU kræver nærmere undersøgelser.

5.2 Omsættelig kvote kombineret med afgift

Omsættelige kvoter er fra skeptikere blevet mødt med frasen: "at man ikke skal kunne betale sig fra at forurene." Ifølge Birk Mortensen og Birch Sørensen (1995) er det ved retslig regulering på den anden side helt gratis at forurene op til en given grænse. Hvis kvoterne fastsættes meget snævert, kan prisen på kvoterne blive meget høje og hermed føre til uønskede fordelings effekter og en uønsket strukturudvikling. Dette problem kan løses ved evt. at indføre mulighed for overskridelse af kvote mod betaling af en miljøafgift, hvor prisen er høj, men kendt på forhånd. Her er det dog vigtigt, at der sker en afstemning af kvoteprisen og afgiften, således at landmændene ikke tilskyndes til at underminere den fastsatte målsætning gennem handel på afgiftsmarkedet.

5.3 Erfaringer fra øvrig regulering

5.3.1 Eksempel 1: Energi

Som nævnt er der indført omsættelige kvoter for CO₂-emissioner fra industrien. I selve lovteksten står det fremhævet at dette er en omkostningseffektiv regulering (Miljø- og Energiministeriet, 1999). Det skyldes at CO₂-regulering er et skoleeksempel for hvornår omsættelige tilladelser eller kvoter er effektive; der er fastsat en reduktionsmålsætning, der gælder globalt, og i princippet er det ligegyldigt hvor reduktionen finder sted. Det sidste gør, at reduktioner kan finde sted der, hvor det er billigst.

For mange miljøproblemer forholder det sig anderledes, f.eks. er det ikke ligegyldigt, hvor kvælstof emitteres da omsætning og tilbageholdelse inden kvælstoffet når det marine miljø varierer mellem regioner. Tilsvarende vil det ikke være ligegyldigt hvor pesticidtab forekommer, idet fx drikkevands/grundvandsområder og andre sårbare recipienter og biotoper er mere følsomme for påvirkning med pesticider end andre områder. Hvis det på baggrund af sådanne hensyn er nødvendigt at udpege følsomme zoner bliver effektiviteten ved

omsættelige kvoter reduceret, men det kan være en nødvendigt til-lægsregulering/afbødende tiltag.

5.3.2 Eksempel 2: Mælk

EU indførte som nævnt mælkekvoter i 1984, og kvotebørsen blev først indført i 1998.

Fødevareministeriet indførte da en årlig kvotebørs med omsætning af mælkekvoter uden binding til jord, hvor den første børs blev afviklet januar 1998. "Mælkebørsen" blev indført efter anmodning fra Landbrugets organisationer og Mejeriforeningen.

Handelen finder sted på børsen og ved køb af jord. Ydelsesfremgang og hermed ledig produktionskapacitet og bygningsinvesteringer er nogle af begrundelserne for kvotekøb.

Med andre ord tillader til omsættelige kvoter en teknologiudvikling, hvilket faste kvoter faktisk kan modvirke eller hæmme.

I henhold til bekendtgørelsen ommælkekvoterne indgives udbud til salg af mælkekvote til et Mælkeudvalg. Tilbud om køb eller udbud til salg er bindende, når det er kommet Mælkeudvalget i hænde. Prisen for en mælkekvote fastsættes som ligevægtsprisen ved en basisfedtprocent (4,36; se Melgaard, 1999). Valget mellem købere afgøres ved det højeste bud, idet tilbud om køb, hvor den angivne maksimumspris ligger under ligevægtsprisen, afvises. Tilsvarende afvises udbud til salg over ligevægtsprisen. Mælkeudvalget kan i særlige tilfælde afgive tilbud om køb på producentens vegne, f.eks. i forbindelse med etablering af økologisk mælkeproduktion og anden etablering.

Der er indført maksimumsgrænser for indkøb af kvoter, der bl.a. afhænger af tidligere kvote. Producenten kan altid købe 2 pct. af den hidtidige mælkekvote, men der kan maksimalt købes 300.000 kg i løbet af fem afgiftsår.

Kapitalisering finder i følge Melgaard (1999) sted hvad enten kvoterne er omsættelige eller ej idet kvoten har en værdi for producenten i begge tilfælde. Omsættelige kvoter fører blot til at kapitaliseringen bliver synlig, og at den gøres uafhængig af jorden, dvs. kvoterne påvirker ikke jordpriserne, og kvoterne har derfor ikke de samme strukturelle effekter som de faste kvoter. Dette aspekt vil være det samme ved pesticidkvoter.

5.4 Opsamling

Usikkerheden for miljømålets opfyldelse ved afgifter kombineret med de begrænsede tilpasningsomkostninger i landbruget taler for, at anvende omsætteligt kvoter frem for afgifter på pesticidanvendelsen. Hvis kvoterne tildeles gratis, vil fordelingsvirkningerne i forhold til landbruget som helhed - ligesom ved fuld tilbageførsel af afgiftsprovener - være begrænsede. Det er dog vigtigt at kriterierne for tildeling af sprøjtekvote, ligesom ved afgiftstilbageførsel, vælges med omhu for at undgå utilsigtede adfærdsvirkninger. Der kan gives

plads til en gradvis tilpasning i landbrugssektoren gennem en indfasning af kvoten over en årrække.

Transaktionsomkostningerne ved handel med kvoterne er væsentlige at tage i betragtning, men erfaringer fra energisektoren og mælkekvoterne kan anvendes som erfaringsgrundlag i en videre vurdering af anvendelsen af omsættelige kvoter i praksis.

6 Frivillige og økonomiske virkemidler – tilskud og aftaler

Frivillige virkemidler omfatter en række muligheder, bl.a. aftaler og kontrakter uden kompensation og anvendelse af tilskud, der kan være generelle, eller fordelt via konkurrence gennem auktioner eller licitation.

6.1 Aftaler og kontrakter

Frivillige aftaler er karakteriseret ved, at de er indgået mellem en offentlig myndighed og producenterne (industrien, landbruget), samt at en aftale omfatter både *forhandling* og *kontrakt*. Formålet med en frivillig aftale er, at involvere producenterne, så de føler ansvar for at opnå både miljømæssige og driftsøkonomiske mål.

6.1.1 Effektivitet og omkostningseffektivitet

Et præmis for at frivillige aftaler fungerer i praksis er enten, at aftalerne ændrer producenternes holdninger, motiver og beslutninger i miljøvenlig retning, og/eller at virksomhederne gennem et aftaleprogram kan få information om, at de kan mindske deres omkostninger og opnå miljøforbedringer. De frivillige aftaler vil derfor kun være effektive, hvis de er udformet, så de har noget at "tilbyde" producenterne; f.eks. reducerede udgifter til råvarer, forbedret konkurrencestilling, eller lempelse af anden regulering. I princippet vil aftaler være omkostningseffektive - såfremt de også er effektive med hensyn til målopfyldelsen - fordi aftaler kun vil indgå i de tilfælde hvor de, driftsøkonomisk betragtet, medfører omkostningsminimering.

6.1.2 Transaktionsomkostninger og mulighed for omgåelse

Frivillige aftaler besidder de samme egenskaber med hensyn til kontrol, administration og omgåelse som retslige virkemidler, såfremt sanktionsmuligheden er at indføre en afgift, som kan sidestilles med en bøde eller andre former for økonomisk straf. De frivillige aftaler vil derfor være forbundet med de samme begrænsninger som de retslige virkemidler. Frivillige aftaler kan dog ikke anvendes i de tilfælde, hvor en indsats er absolut påkrævet, idet man ikke kan regne med fuld opfyldelse af foranstaltningerne, da de i sagens natur er frivillige.

Aftaler medfører mulighed for fleksible løsninger i modsætning til foranstaltninger, der indføres som regelkrav, og et motiv for at indgå aftaler er, at mange virksomheder forventer, at de ved en frivillig aftale kan modvirke, at der indføres anden og måske mere restriktiv regulering. Herunder er hensynet at undgå en konkurrenceforvridende afgift kendt fra gødningsreguleringen i landbruget.

6.1.3 Erfaringer med frivillige aftaler

Frivillige aftaler anvendes på energiområdet i mange OECD-lande. I England og Sverige anvendes frivillige aftaler på energiområdet, som et standard menuprogram, hvor der gælder en række forpligtelser, som virksomhederne kan vælge at indgå aftale om. Det er op til virksomhederne om de vil overholde aftalen, og der er ikke egentlige sanktionsmuligheder. I Danmark og Holland er der formelle procedurer for forhandlinger og opfølgning på aftalerne. I lighed med i Holland, er de danske virksomheder juridisk forpligtet til at overholde aftaler om energibesparelser og lignende, og myndighederne har mulighed for at sanktionere.

Ifølge Krarup og Larsen (1997) indgår danske virksomheder og brancher i stigende grad frivillige aftaler med myndighederne om at spare på energiforbruget ved at virksomheder og industriorganisationer som f.eks. mejeriforeninger, vælger at indgå frivillige aftaler med myndighederne om at fremme energibesparelser, og hermed mindske udledningen af CO₂.

Krarup og Larsen (*ibid*) fremhæver, at forhandlinger mellem virksomheder og myndigheder vedrørende energiaftaler typisk er lukkede, og det indebærer, at tredjepart (f.eks. miljøorganisationer eller pesticidfabrikanter) ikke har mulighed for at påvirke, hvordan aftalerne er udformet. De nævner også, at det er svært at vurdere om aftaler er effektive når det gælder om at opnå energibesparelser, som ellers ikke ville være opnået. Det skyldes bl.a. at aftalesystemet på energiområdet er forholdsvis nyt (5-10 år), hvor de første danske aftaler blev indgået i 1996.

6.1.4 Konklusion

Frivillige aftaler kan være effektive ved kobling med virksomme sanktionsmuligheder - hvilket måske medfører, at frivilligheden er begrænset. Indgåelse af de frivillige aftaler kan i denne betydning friholde landbruget for de fordelingsmæssige konsekvenser af afgiften og tilbagebetaling af provenu, men kan ikke forhindre tilpasningsomkostningerne. Frivillige aftaler er mest hensigtsmæssige i situationer, hvor det er klare kontrolmuligheder, f.eks. knyttet til fuldt ophør med sprøjtning. Aftaler er, ligesom retslige virkemidler, også bedst egnede i afgrænsede områder, hvor hensynet til acceptabilitet kan tale for at anvende dette virkemiddel.

6.2 Tilskud

Tilskud har mange lighedstræk med de frivillige aftaler, idet der blot er knyttet økonomisk tilskyndelse til at gennemføre de frivillige foranstaltninger. Tildeling af tilskud (subsidiarier) kan også, principielt set, betragtes som en "positiv afgift".

6.2.1 Omkostningseffektivitet og effektivitet

Subsidiarier til pesticidfri drift eller reduceret pesticidanvendelse vil ligesom afgifter give landmanden en tilskyndelse til at ændre driftspraksis i miljøvenlig retning. På kort sigt, og principielt betragtet, vil

afgifter og subsidier stort set besidde de samme egenskaber. På længere sigt vil valget mellem subsidier eller afgift dog have betydning for landbrugssektoren. Et aspekt er jordallokeringen, i det tildelingen af subsidier kan fastholde jord i produktion, som ved en afgift ville blive urentabel og marginaliseres eller overgå til en anden type drift. Dette skyldes, at subsidier til reduceret pesticidanvendelse ikke reducerer jordrenten på samme vis som afgiftsregulering. Ved diskussionen af afgifter og subsidier er det derfor vigtigt også at inddrage betydningen af andre reguleringer, som påvirker jordmarkedet. Bl.a. har harmonikravene under Vandmiljøplanen haft stor betydning, idet de bevirker, at værdien af husdyrproduktionen kapitaliseres i jordrenten. Samfundsøkonomisk betragtet vil tilskud, hvis de gives som generelle tilskud, der kan erhverves i hele landet for alle bedrifter, være omkostningskrævende.

6.2.2 Administration og mulighed for omgåelse

Afgifter kan pålægges ved leverandørleddet, hvilket ikke lader sig gøre med tilskud for pesticidreduktion. Dette er væsentlig forskel på afgifter og tilskud når det gælder effektivitet og omkostninger for samfundet.

Tilskud vil typisk kunne anvendes til foranstaltninger, der indebærer reduktion i pesticidanvendelsen eller totalt ophør med anvendelse, f.eks. i forbindelse med økologisk produktion. Aftaler og tilskud, der helt forhindrer i at sprøjte, vil som nævnt være væsentligt nemmere at kontrollere end tilskud og aftaler, der indebærer reduktioner i anvendelsen. Det kan således svært at kontrollere effektiviteten af tilskud, og nemt at omgå kravene.

6.2.3 Acceptabilitet og fordelingsvirkninger

Hovedargumentet for at anvende tilskud til erstatning for retslige virkemidler eller andre former for virkemidler, er acceptabilitet og for at forhindre uønskede økonomiske konsekvenser for landbruget eller dele af dette på grund af konkurrenceforringelser. Tilskud er derfor positive når det gælder acceptabilitet, og så længe tilskuddene kan ydes for at skabe forbedrede og positive værdier/goder, kan tilskud også begrundes ud fra forurenere-betaler-princippet.

6.2.4 Erfaringer fra eksisterende miljøregulering

I landbrugsreguleringen er der flere tilfælde af anvendte tilskud; de "Miljøvenlige jorbrugsforanstaltninger (MVJ) samt f.eks. tilskud til læplantning, dræning (nu ophævet) og etablering af gylleopbevaring

I 1993 blev de "Miljøvenlige produktionsmetoder samt naturpleje" knyttet til miljødelen af EU-reformen fra 1992 indført, og fra 1997 er disse muligheder blevet kaldt "Miljøvenlige jorbrugsforanstaltninger". MVJ-ordningerne gældende fra 1997, omfatter 12 muligheder. Blandt disse kan nævnes muligheder for nedsættelse af kvælstoftilførslen til 60% af behovet, dyrkning uden brug af plantebeskyttelsesmidler, etablering af sprøjtefrie randzoner og drift og miljøvenlig drift af græsarealer. Tilskuddene kan kun opnås indenfor udpegede

områder; de Særligt Følsomme Landbrugsområder (SFL), der er udpeget indenfor hvert amt.

Af Strukturdirektoratets årsberetninger (1997, 1998) (Ministeriet for Landbrug, Fiskeri og Fødevarer, 1998 og 1999) står der at de miljøvenlige jordbrugsforanstaltninger har som *målsætning* at medvirke til:

- beskyttelse af vandmiljøet
- beskytte kulturlandskabet på landbrugets jorder,
- forbedre og bevare naturværdier og
- sikre friluftsinteresser gennem offentlighedens adgang

Således er foranstaltningerne tænkt i forhold til en række målsætninger, hvilket gør det meget svært at vurdere om tilskuddene virker effektivt i forhold til målopfyldelse. De nævnte målsætninger kan nemlig i en række tilfælde være modsatrettede. Tabel 6.1 viser den hidtidige deltagelse i ordningerne.

Tabel 6.1. Antal hektar omfattet af miljøvenlige jordbrugsforanstaltninger fordelt på de enkelte tilsagnsår (1.000 ha).

Foranstaltning:	1994	1995	1996	1997	1998	I alt
Nedsættelse af kvælstoftilførslen	0,7	1,3	1,4	0,6	0,6	4,6
Dyrkning uden brug af plantebeskyttelsesmidler				0,3	0,3	0,6
Sprøjtedefrie randzoner	0,01	0,01	0,01	0,01	0,0	0,1
Udlæg af rajgræs i kornafgrøder	0,3	0,5	0,8	0,7	0,7	3,0
Udtagning af agerjord	0,01	0,01	0,9	1,5	1,3	3,7
Miljøvenlig drift af græsarealer uden for bedriften	7,9	22,3	8,5	3,5	3,4	45,6
Pleje af græs og naturarealer				1,8	2,3	4,1
Ændret afvanding					0,4	0,4
I alt	8,9	24,2	11,7	8,5	9,1	62,4

En del af aftalearealerne fra 1993 til 1996 er beliggende udenfor SFL områder, men da det ikke længere er muligt at indgå aftale udenfor SFL-området, vil disse aftaler ikke kunne forlænges under den eksisterende ordning. Summen på 62.400 ha er derfor overvurderet.

Opgørelsen viser, at deltagelsen i hele perioden har været koncentreret om ordningen Miljøvenlig drift af græsarealer uden for omdriften, både når det gælder antallet af aftaler og antal hektar. Aftalerne om sprøjtedefri randzoner og dyrkning uden brug af plantebeskyttelsesmidler dækker ca. 600 ha, dvs. knapt 1 % af det samlede aftaleareal. Den hidtidige anvendelse af MVJ-ordningerne ikke været en ubetinget succes indtil nu, hverken når det gælder deltagelse eller målopfyldelse på miljø og natur. Nogle årsager til den lave deltagelse, er manglende viden om ordningerne og konsekvenserne. Af en interviewundersøgelse foretaget i Bjerringbro-Hvorslev kan det konkluderes, at der er mange landmænd, der ikke kendte til MVJ-ordningerne i 1996. En supplerende undersøgelse i 1998 (Hasler &

Eigaard, 1999; Hasler og Eigaard (under udarbejdelse); Primdal, 1998) viser det samme – og specielt at deltidslandmænd ikke kender ordningerne. En anden årsag er harmoniproblemer og behov for jord til spredning af gylle. Det er dog ikke muligt at generalisere fra et lille Pilot-område til landet som helhed.

Af foreløbige opgørelser over antal aftaler i 1999 fremgår det dog, at antallet af aftaler er stigende, men at beløbet, der er til rådighed, er begrænset i hvert amt. Dette beløb er sammensat af 50 procent finansiering fra EU og 50 procent fra bloktilskud, hvor sidstnævnte er bestemt af antallet af indbyggere i amtet og ikke behovet for tilskud til miljø- og naturforbedrende tiltag. Dette er en administrativ og fordelingsmæssig barriere for at opnå en bedre udnyttelse af MVJ-aftalerne.

Tilskuddene til MVJ er som nævnt kombineret med en amtsregional udpegning af Særligt Følsomme Landbrugsområder, hvortil der gives prioritet til gennemførelsen af forskellige MVJ-ordninger. På denne måde foretages en geografisk målretning af, hvor der kan søges støtte til ordningerne, således at ordningerne primært tilbydes, hvor de forventes at have en høj effekt. I relation til grundvandsforurening med pesticider kunne denne reguleringsform have en række positive egenskaber, bl.a. fordi rådgivning om driftsændringer og ny teknologi kan målrettes direkte mod de producenter, som indgår i problem-løsningen, ligesom områdets lokale karakteristika kan inddrages i reguleringsgrundlaget (Oskam, et al., 1998). Regional beskyttelse af drikkevandsområder er endvidere taget i brug i visse kommuner, ligesom det er anbefalet i Drikkevandsudvalgets betænkning fra 1997 (Miljøstyrelsen, 1997b).

6.2.5 Eksempler på uønsket tilpasning ved tilskud

Tilskud kan i lighed med afgifter have afledte, uønskede effekter. Erfaringerne med anvendelse af tilskud med MVJ ordningerne tilsiger dog, at man ved anvendelse af tilskud skal være opmærksom på, at tilskud:

- kan motivere landmændene til at fastholde eller indføre en forurenende produktionsform indtil han får tilskud til at ændre driftspraksis,
- kan fungere uretfærdigt, fordi de landmænd der har udført miljøvenlige ændringer i produktionen tidligere ikke får tilskud, mens de landmænd, der har forurennet og ændrer produktionen efter tilskuddene indføres, får tilskud til dette.

Et eksempel på der førstnævnte forhold er, at en del landmænd så sig tilskyndet til at pløje engområder op inden indførelsen af naturbeskyttelseslovens beskyttelse af disse områder (Pilegaard og Schou, 1997), mens indførelsen af de Miljøvenlige jordbrugsforanstaltninger (MVJ) giver nogle eksempler på det sidstnævnte forhold. Nogenlunde samtidigt med indførelsen af MVJ ordningerne blev der således i forbindelse med Naturbeskyttelsesloven indført bestemmelser der beskytter enge og overdrev mod driftsmæssige ændringer, dvs. landmanden er bundet til at pleje disse arealer på en bestemt måde

for at beskytte naturværdierne (Naturbesyttelseslovens §3 og §4). Samtidigt er det blevet muligt at opnå tilskud for at lægge om-driftsarealer om til ekstensiv græsproduktion via MVJ-aftaler. Sat på spidsen kan dette system belønne de landmænd der har omlagt de vedvarende græsarealer, idet de kan modtage tilskud for at bringe dem tilbage til ekstensiv drift, mens den landmand, der har haft arealerne i vedvarende, ekstensivt græs, ikke får den tilsvarende mulighed. Disse uønskede, afledte effekter understøtter ikke acceptabiliteten ved ordningerne, idet der er nogle utilsigtede fordelings effekter ved dem.

6.2.6 Samlet vurdering og konklusion

Konklusionen på analysen af tilskud er, at det kan være omkostningseffektivt at anvende tilskud i udpegede zoner, men at der skal vises betydelig omhu ved afgrænsningen af disse zoner, ligesom det skal vurderes, om antallet af reguleringer med zoner som virkemiddel er ved at blive uoverskuelig (jf. Anker et al., 2000, in press). Kontrolaspektet tilsiger, at tilskud bør knyttes til nemt observerbare foranstaltninger.

6.3 Licitationer/auktioner

En metode der er anvendt af enkelte amter til prioritering mellem landmænd, der vil indgå frivillige aftaler, er enkle former for *udlicitering*, f.eks. har Fyns amt benyttet sig af udlicitering til fordelingen af midler til naturgenopretning indenfor afgrænsede områder.

Udlicitering kan foregå ved kontraktindgåelse med udvalgte udbydere eller gennem faste tilskudssystemer, men det normale er, at der afholdes en auktion, hvor potentielle udbydere under bestemte omstændigheder afgiver bud på hvad de kræver for at levere godet.

Udlicitering indebærer ofte, at det offentlige, f.eks. amtet, udbyder kontrakter i licitation indenfor eller uafhængigt af de udpegede områder. Det offentlige opstiller, evt. i tæt kontakt med landmændene eller andre interessenter i området, de mål der skal opfyldes ved aftalerne. Ligeledes stilles krav, der skal opfyldes, f.eks. til sprøjtning, husdyrtryk, gødskning, afgræsning, vandstand, dræning osv. Derefter kan aftaler træffes med udbyderne, fra den billigste ende og op efter sammenstillet med den mål opfyldelse aftalen vil medføre. Foruden omkostningsniveauet vil således en række andre kriterier for valg af aftaler spille ind ; dyrkningshistorie, alderen på arealet, tids-horisont for aftalen og sammenhæng med landskabet i øvrigt.

Ideen om at anvende licitationsprincippet i forbindelse med landskabsforvaltning er ikke ny. I forbindelse med Miljøministeriets Marginaljordsundersøgelse fra 1986/97, blev anvendelsen af licitation nævnt i forbindelse med forvaltningsaftaler. Muligheden er ligeledes nævnt i Miljøministeriets Naturplejebog. Endvidere fremgår det af Strukturdirektoratets årsberetninger, at det er hensigten at gøre nogle af de MiljøVenlige Jordbrugsforanstaltninger mere fleksible, hvor licitation vil være en nærliggende mulighed.

6.3.1 Forskellige auktionsformer og auktionsteori

I udgangssituationen er der fire måder at lave en auktion på - fire systemer, som det offentlige, der fungerer som auktionarius, kan benytte sig af. Det drejer sig om den engelske auktion, den hollandske auktion, første pris lukket auktion (*first-price sealed-bid auction*) og anden pris lukket auktion (*second-price sealed-bid auction*), også kaldt Vickrey auktion. Under de to førstnævnte auktionsformer sker budene i åbenhed og deltagerne kan ændre deres bud løbende i erkendelse af andre deltagers bud. Under de sidstnævnte auktionsformer byder deltagerne én gang for alle uden at kende de andres bud med sikkerhed.

Den engelske auktion, der er velkendt fra kunstauktioner, kan i indværende sammenhæng f.eks. foregå ved, at auktionarius annoncerer en maksimal pris for et miljøgode, som det offentlige ønsker at en eller flere landmænd skal producere, hvorefter de deltagende landmænd annoncerer stadigt faldende priser, som de vil udbyde miljøgodet til, indtil der kun er en byder tilbage.

Den hollandske auktion, der kendes fra bl.a. bogudsalg, foregår på sin vis omvendt. Her er det den offentlige myndighed, der annoncerer alle budene. Auktionarius starter med at annoncere en meget lav pris, som det offentlige vil betale for et miljøgode. Til denne pris forventer auktionarius ikke at nogen vil slå til, så herefter hæves prisen indtil en eller flere bydere annoncerer, at den pris vil de gerne levere miljøgodet til. Herefter udvælges så eventuelt én af de succesfulde bydere.

Af de to auktionsformer, hvor budene sker i hemmelighed og én gang for alle, er første pris lukket auktion mest udbredt. Auktionsformen bliver bl.a. anvendt når der sker udlicitering af offentlige arbejder på det traditionelle økonomiske område. I sammenhæng med reduceret pesticid anvendelse kan en sådan auktion foregå ved, at det offentlige annoncerer specifikationer. Herefter får landmænd så muligheden for at indsende bud på, hvad de kræver for at levere dette hvorefter de(n) der kræver mindst, får lov til at reducere anvendelsen til den pris, de(n) har opgivet. Anden pris lukket auktion adskiller sig kun herfra ved, at den der kræver den mindste godtgørelse fra det offentlige og derfor vinder auktionen, ikke modtager hvad han selv har krævet, men i stedet den næstmindste godtgørelse - altså et større beløb.

De fire hovedformer for auktioner kan så varieres efter behov gennem nærmere auktionsdesign (Baneth, 1994). Den offentlige myndighed kan f.eks. annoncere en pris, som er den højeste, man vil acceptere for tilvejebringelse af naturgodet. Af andre muligheder kan nævnes, at auktionens tidsperspektiv kan varieres, der kan skabes mulighed for, at aftalen kan annulleres før egentligt udløb, der kan opkræves et deltagergebyr af varierende størrelse og endelig kan prisen på miljøgodet eksempelvis defineres som afhængig ikke kun af budene men også f.eks. af en politisk udregnet størrelse. I det sidste tilfælde kan man forestille sig den mulighed, hvor det tilskud,

som landmanden modtager, er udregnet som et vægtet gennemsnit af hans (succesfulde) bud og en tilskudsbeløb, der i pekuniær form repræsenterer de politiske præferencer for miljøkvalitet.

Den engelske og hollandske auktionsform egner sig ikke videre godt til udlicitering af produktion af miljøgoder, da der i denne sammenhæng i langt de fleste tilfælde vil være tale om, at der skal indgås mere end én kontrakt. Der er derfor vigtigt at man kender de enkelte bud og deres ophavsmænd, hvilket er tilfældet i de skriftlige lukkede auktioner. Fra et teoretisk synspunkt er anden pris lukket auktion den optimale, da den medfører størst mulighed for konkurrence, men da den er en teoretisk konstruktion og derfor belagt med praktiske vanskeligheder kan det være nødvendigt at anvende første pris lukket auktion. Som ovenfor nævnt har denne auktionsform også den fordel, at den tager eksplicit højde for risikoaversitet i budsaførelsen.

6.3.3. Omkostningseffektivitet, transaktionsomkostninger og acceptabilitet

Nogle ulemper ved at udlicitere via auktionsformen er *konkurrenceelementet* og *transaktionsomkostningerne*, i det det kan være svært at finde nok udbydere til et miljøgode til at der opstår konkurrence og transaktionsomkostningerne kan blive meget store, bl.a. ved indhentning og bearbejdning af informationer, valg mellem landmænd etc. Endvidere kan de involverede agere strategisk ved i fællesskab at presse prisen op på de miljøgoder, som de er i stand til at levere. Dette kan specielt være et problem, når vi har at gøre med goder, hvor den offentlige myndighed ikke har et godt sammenligningsgrundlag for den pris, der bliver forlangt. Auktioner kan yderligere være sværere at begribe og forholde sig til for landmændene end mere direkte styringsformer.

6.3.2 Teoretiske erfaringer

Baneth (1994) fremhæver at auktioner har en række positive karakteristika i forhold til miljø problemstillinger og foreslår, at grønne auktioner helt erstatter andre reguleringsregimer i de tilfælde hvor det ikke er nødvendigt med fuldstændigt forbud (jf. kapitel 2). Latacz-Lohmann & Van der Hamsvoort (1998) når frem til lignende konklusioner, og fremhæver at auktioner er *specielt* velegnede til at håndtere den slags usikkerhed, der karakteriserer miljøområdet, i forhold til almindelig varetransaktion på markedet. Det skyldes at auktioner er en markedslignende institution, der præsenterer miljøgoderne på en måde som modsvarer det egentlige varemarked – tjenesterne og foranstaltningerne får på denne måde en pris som gør dem sammenlignelige med andre markedsomsatte varer, og herved bliver det muligt at anvende dem som prioriteringsgrundlag. Miljøgoderne tilpasses altså prissystemet og de handleformer, der ligger til grund for dette.

6.4 Opsamling

Tilskud og frivillige aftaler er hensigtsmæssige virkemidler for at opnå acceptabilitet, idet de økonomiske konsekvenser for landbruget undgås. For samfundet og måleffektiviteten er tilskud og aftaler primært at foretrække når det gælder foranstaltninger der nemt kan kontrolleres.

Licitationer er et muligt virkemiddel til prioritering mellem udbydere af godet: en reduktion i pesticidanvendelsen. Der findes en række former for licitationsprincipper, hvor mere uddybende undersøgelser kan afklare hvilke der er mest hensigtsmæssige på miljøområdet. Der er kun få empiriske erfaringer.

7 Objektivt ansvar og erstatning

7.1 Virkemidlets mekanismer

Objektivt ansvar indebærer lovgivning, der åbner for, at landmænd, importører og/eller producenter kan gøres økonomisk ansvarlige for de skader, som sprøjtemidler måtte forårsage, uanset at sprøjtemidlet på brugstidpunktet var godkendt og blev anvendt i overensstemmelse med gældende regler. Hensigten med regler om erstatningsansvar er at sikre, at omkostningerne ved miljøskader altid betales af forurenerne.

Dette har fordelingsmæssige konsekvenser i forhold til i dag, hvor forureneren som udgangspunkt ikke pådrager sig et økonomisk ansvar, såfremt han har ageret i overensstemmelse med gældende regler og normer og i øvrigt har handlet ansvarligt og hensynsfuldt.

Objektivt ansvar kan tillige opfattes som et reguleringsinstrument på linje med kvoter, afgifter m.v. Det forhold, at forurenerne risikerer at betale erstatning, vil (ligesom ved f.eks. afgiftsregulering) være et incitament til at begrænse brugen af pesticider for derved at reducere risikoen for esatatningsansvar.

7.2 Effektivitet og omkostningseffektivitet

Fordelen ved ansvarsregler (i forhold til anden regulering, herunder afgifter) er, at producenter og brugere får et incitament til at skaffe sig viden om sprøjtemidlernes miljø- og sundhedseffekter og agere som om de var afgiftspålagt - selv om myndighederne på brugstidspunktet ikke har kendskab de omtalte miljø- og sundheds effekter og derfor ikke har pålægge sprøjtemidlet en afgift eller anden regulering. Idet forurenerne kommer til at betale omkostningerne ved skaderne uanset om myndighederne på brugstidspunktet fejlvurderer disse, vil de have en klar interesse i at forbedre vidensgrundlaget, før sprøjtemidlet tages i brug og agere i forhold til denne viden uanset de gældende godkendelsesregler m.v. I modsætning hertil vil forurenerne ved almindelig regulering blot reagere på de vedtagne regler og afgifter uanset om de måtte have kendskab til at midlerne faktisk er mere farlige end myndighederne vurderer. Måske mere afgørende har producenterne ved almindelig regulering ikke incitament til at skaffe sig mere viden om midlernes farlighed end præcis dem, som myndighederne kræver i forbindelse med godkendelsesproceduren.

I forhold til regulering af sprøjtemidler, hvor der er en høj grad af informationsasymmetri mellem producenter og myndigheder, bliver erstatningsansvar derfor et særligt interessant reguleringsinstrument. Objektivt ansvar kan forbedre det samlede reguleringsystems effektivitet og omkostningseffektivitet netop i situationer, hvor myndighedernes mulighed for at vurdere nye midlers farlighed er væsentligt ringere end producenternes.

7.3 Administrative omkostninger og muligheder for omgåelse

Imidlertid er der også en række ulemper i forhold til traditionel regulering. For det første vil erstatningsansvar som regel forudsætte, at en klar sammenhæng mellem brug af sprøjtemidlet og skaden kan bevises. Dette kan medføre betydelige administrative omkostninger i forbindelse med sagsanlæg samtidig med, at incitamenternes styrke reduceres, hvis der er en betydelig sandsynlighed for, at forurenerne frifindes. Endvidere vil det forhold, at der normalt går lang tid fra at forurening sker til at erstatningsbetalingen idømmes, i sig selv kunne svække adfærdsincitamenterne. Dette kunne tale for at regler om erstatningsansvar for skader ved sprøjtemidler skal ses som et muligt supplement til traditionel regulering og ikke som et alternativ. Hvis Objektivt ansvar supplerer eksisterende regulering er der omvendt en risiko for overregulering i forhold til de sprøjtemidler myndighederne har vurderet korrekt, da forurenerne får dobbelt incitament til at begrænse forbruget - dels i form af f.eks. den pålagte afgift dels i form af den efterfølgende risiko for erstatningsansvar.

7.4 Fordelingsvirkninger og acceptabilitet

Objektivt ansvar lever i højere grad op til forureneren betaler princippet end den nuværende ansvarslovgivning på området. Imidlertid kan man diskutere om det er rimeligt at en forurener kan idømmes betydelige skadesbetaling, selv om han har handlet i god tro, overholdt gældende love og skaden ikke skyldes manglende omsorg eller hensyn fra forurenerens side.

7.5 Opsamling

I forhold til regulering af sprøjtemidler, hvor der er en høj grad af informationsasymmetri mellem producenter og myndigheder, er objektivt erstatningsansvar et relevant reguleringsinstrument fordi det giver incitament til informationsfremskaffelse og adfærd som ikke kan gives gennem traditionel regulering. Der er imidlertid også en række uafklarede problemer omkring styringsmidlets effektivitet, omkostningseffektivitet og transaktionsomkostninger, der gør det vanskeligt at drage klare konklusioner på det eksisterende vidensgrundlag.

8 Kombination af virkemidler

En række kombinationer af virkemidler er mulige og aktuelle som følge af initiativer i miljø- og landbrugspolitikken (Agenda 2000). Endvidere har kombinationer af f.eks. kvoter og afgifter været foreslået i reguleringen af kvælstofanvendelsen.

8.1 Cross-compliance

8.1.1 Definition af Cross-Compliance

"Cross-compliance" (herefter: C-C) henviser generelt til en politik, hvor modtagere af offentlig støtte skal levere en modydelse i form af en veldefineret miljøindsats (Kjeldahl et. al, 1995). Ideen er hentet fra den amerikanske landbrugspolitik, hvor den enkelte landmands muligheder for at opnå landbrugsstøtte i perioder har været betinget af bl.a. miljøinitiativer på bedriftsniveau. I Danmark omtales cross-compliance typisk som miljøbetinget landbrugsstøtte.

Denne type af indgreb sigter på, at den enkelte landmands produktion tilrettelægges, så den er i overensstemmelse med overordnede miljøpolitiske mål (*compliance*). Landmanden skal tage hensyn til samfundets ønsker, idet opfyldelse af miljøkrav knyttes sammen med den enkelte landmands ret til at modtage landbrugsstøtte, der ikke i øvrigt er motiveret af miljøhensyn (*cross*). Gevinsten ved at gennemføre cross-compliance tiltag er, at der kan opnås en miljøgevinst for den støtte, som det under alle omstændigheder er besluttet at udbetale.

Gennemførelsen af C-C tiltag indebærer specifikation af miljøkrav, kontrolforordninger, straf for overtrædelse, mv. og C-C kan i forhold til eksisterende støtteordninger gennemføres på mange måder. En mulighed er, at udbetalingen af eksisterende tilskud – eller dele af denne – gøres betinget af, at landbrugspraksis ændres med henblik på at forbedre miljø- og naturtilstanden. En anden mulighed er at landmanden tildeles ekstra støtte såfremt hans produktion er tilrettelagt, så den er miljøvenlig. Ved begge udformninger af en C-C politik er det væsentligt, at kravene opstilles, således at de er let gennemskuelige og entydige.

8.1.2 Cross-compliance og effektivitet

Ideelt set bør politiske mål vedrørende indkomst og miljø forfølges med separate instrumenter. Dette er en direkte følge af det generelt accepterede princip om, at antallet af instrumenter skal svare til antallet af politiske målsætninger. Herved opnås, at det enkelte instrument kan rettes direkte mod det problem, som skal løses.

Gennemførelsen af C-C politik indebærer et brud med det ovennævnte princip, idet det forsøges at opfylde flere mål, end der er instrumenter, hvilket ofte er problematisk. Landbrugsstøtten er for eksempel historisk set motiveret af en indkomstmålsætning, og er til-

rettelagt for at opfylde dette mål. Knyttede miljøkrav til denne støtte, vil indkomstmålet ikke kunne forfølges så præcist, og instrumentets effektivitet i forhold til den oprindelige målsætning reduceres. Samtidig må det forventes, at indkomstmålsætningen sætter grænser for, hvorledes en C-C politik kan specificeres, og hermed kan miljømålsætningen ikke altid forfølges fuldt. I sådanne tilfælde vil det økonomisk set være hensigtsmæssigt at etablere to separate instrumenter: direkte indkomststøtte og miljøbetingede tilskud. De miljøbetingede tilskud vil typisk være begrundet i et politisk ønske om at kompensere for de omkostninger, landbruget pålægges i forbindelse med miljøtiltag. De kan dog udmærket indebære, at indkomsten i landbruget øges, selvom dette ikke er noget formål i sig selv.

8.1.3 Kontrol og mulighed for omgåelse

Da C-C er baseret på, at landmanden yder en miljømæssig indsats til gengæld for at få den fulde landbrugsstøtte, er samspillet mellem verificering og sanktionering ved manglende opfyldelse af de stillede krav afgørende for effektiviteten af den C-C baserede miljøpolitiske indsats. Der er vide grænser for, hvilke verificeringsprocedurer (kontrolforanstaltninger) som kan tænkes iværksat, men i praksis vil mulighederne i særlig grad være begrænset af omkostningerne ved kontrol.

8.1.4 Acceptabilitet og fordelingsaspekter

I forhold til eventuelle C-C tiltag med udgangspunkt i de eksisterende arealstøtteordninger for landbruget skal det bemærkes, at der formentlig vil ske en vis aftrapning af disse ordninger. Ved etablering af nye kontrolforanstaltninger er der risiko for, at samfundet pådrager sig omkostninger, der ikke kan vindes ind igen, fordi levetiden for indgrebet er begrænset af aftrapningen af den direkte støtte. Denne indvending mister nogen relevans, såfremt aftrapningen af EU-støtten kan tænkes afløst af særlige danske tilskudsordninger til miljøforbedringer i landbruget, der benytter lignende kontrolforanstaltninger. Under alle omstændigheder tilsiger disse overvejelser, at C-C i videst muligt omfang gennemføres således, at de nødvendige oplysninger er indeholdt i den informationspligt, landbruget i dag er underlagt (momsregnskab, arealstøtteansøgninger, mv.).

8.1.5 Aktualitet af virkemidlet: Cross-Compliance i Agenda 2000 forliget

Det er ikke konkrete erfaringer med virkemidlet, men med Agenda 2000 forliget er det blevet muligt, at sammenkoble landbrugsstøtten med miljøpolitikken. Retningslinierne er i overensstemmelse med subsidaritets princippet udformet således, at det er op til det enkelte medlemsland, hvorledes sammenkoblingen konkret udformes. De generelle regler tilsiger, at udbetalingen af hektar- og dyrepræmier – eller dele af disse – kan gøres betinget af opfyldelse af nærmere definerede miljøkrav, idet evt. tilbageholdte støttebeløb skal overgå i den nationale pulje for miljøvenlige støtteordninger (MVJ-ordningerne). Endvidere skal alle C-C tiltag godkendes af EU kommissionen.

I Danmark har man allerede lagt sig fast på de kommende C-C tiltag. Således gøres udbetalingen af dele af hektarpræmierne afhængig af, at landmanden udfylder af mark- og gødningsplaner, ligesom udbetalingen af dele af dyrepræmierne gøres afhængig af opfyldelse af regler vedr. udfærdigelse af gødningsregnskaber og overholdelse af gødningsnormer (Rygnestad, 1999).

Med den valgte linie for de danske C-C ordninger, kunne det være relevant i relation til pesticidreguleringen, at foretage en kobling af reglerne om udfyldelse og evt. indsendelse af sprøjtejournaler med udbetalingen af landbrugsstøtten. Formålet hermed skulle være, at give et økonomisk incitament til overholdelse af reglerne vedr. føring af sprøjtejournal, samt i fremtiden at fremskaffe et forbedret datagrundlag (i stil med gødningsregnskaberne) for at vurdere udviklingen i landbrugets pesticidanvendelse. En anden mulighed kunne være, at foretage en sammenkobling mellem landbrugsstøtten og etablering samt opretholdelse af sprøjtefri randzoner, som er et af de instrumenter, som blev anbefalet af Bichel-udvalget. Som nævnt før vil de administrative omkostninger ved denne sammenkobling være afhængig af, hvorvidt den kan knyttes til allerede eksisterende rutiner, og om det er muligt at kontrollere overholdelse af foranstaltningen.

8.1.6 Konklusion

Det kan konstateres, at den danske implementering af C-C alene indebærer en sammenkobling af eksisterende ordninger. I forhold til temaet *miljøbetaget landbrugsstøtte* er koblingen mellem udbetalingen af landbrugsstøtten og den enkelte landmands miljøpåvirkning forholdsvis svag. Således ligger den eneste reelle kobling i kravet om overholdelse af gødningsnormerne, som i sig selv har en noget upræcis fortolkning i sammenhæng med det egentlige mål, nemlig reduktion af kvælstofudvaskningen.

Ved C-C forsøges det at få flere mål opfyldt med et instrument, hvorfor reguleringens effektivitet i forhold til den oprindelige målsætning – indkomststøtte - kan reduceres. Samtidigt vil denne målsætning sætte grænser for specifikationen af C-C kravene, ligesom samspillet mellem kontrol og håndhævelse ved manglende opfyldelse af de stillede krav vil være helt afgørende for effektiviteten af den C-C baserede miljøpolitiske indsats. Kontrolindsatsen vil være ligeså omfattende som ved generel regelstyring, og den fleksibilitet og selvregulering som de incitamentbaserede virkemidler implicerer, vil ikke være til stede.

8.2 Kombination af kvote og afgift

En afgift med bundfradrag på pesticidforbruget (f.eks. afgift ud over en kvote, dvs. en afgift med et afgiftsfri bundfradrag), er et alternativ til afgifter på hele forbruget af pesticider eller behandlingshyppigheden. En afgift med bundfradrag kan fungere ved at hele pesticidforbruget afgiftbelægges, hvilket typisk sker i leveandørleddet. Afgiftsprovenuet på forbruget indenfor en kvote kan refunderes. Kvoten kan f.eks. udgøre 60 eller 70 procent af det økonomisk optimale

forbrug, og kvoten kan reflektere forskelle mellem driftsformer og regioner samt andre naturbetingede forskelle landbruget er underlagt. Herunder kan kvoterne variere mellem år, for at reflektere forskelle i klimatiske faktorer.

Fordelen med denne ordning i forhold til afgifter på hele forbruget er, at landmanden vil vide forlods, at han får refunderet en stor del af afgiftsprovenuet. Ved en overforbrugsafgift, der er en afgift der lægges på forbruget ud over en norm, fås ikke denne effekt. En overforbrugsafgift af denne karakter blev bl.a. foreslået til regulering af kvælstofanvendelsen som led i Vandmiljøplan II, men blev ikke indført.

8.2.1 Omkostningseffektivitet

Overforbrugsafgifter af den type som blev foreslået i forbindelse med Vandmiljøplan II vil imidlertid ikke være omkostningsminimerende, idet landmænd, som kunne reducere forbruget mere end f.eks. 90 procent (hvis kvoten ligger på dette niveau) uden store omkostninger, ikke oplever dette incitament (jf. Hasler og Gårn-Hansen, 1998). Det gør landmændene derimod ved en afgift med bundfradrag, i det de betaler afgift for hele forbruget.

8.2.2 Transaktionsomkostninger

Transaktions – og administrationsomkostningerne kan være høje, idet der vil være behov for at regne kvoterne ud på bedriftsniveau og helst på afgrødeniveau, ligesom der skal tages højde for hvilke pesticider, der anvendes. Der vil være behov for selvrapporteringer, der kan være svære at kontrollere.

8.2.3 Acceptabilitet

Det er ikke grundlag for at bedømme acceptabiliteten af et sådant virkemiddel, men efter alt at dømme er landbruget ikke begejstrede for ordninger, der kræver meget kontrol og udfyldning af skemaer, hvilket vil være en forudsætning for kontrol og udmåling af afgift i det kombinerede system.

8.2.4 Konklusion

Konklusionen er derfor, at virkemidlet ikke har afgørende bedre egenskaber end en generel afgift med tilbagebetaling af provenuet. Hensynet til omkostningseffektivitet, fleksibilitet og kontrol gør at omsættelige kvoter vil være at foretrække, idet dette virkemiddel eliminerer behovet for tilbagebetaling af provenuet.

8.3 Aftaler kombineret med kvoter eller afgifter

Frivillige aftaler kan kombineres med afgifter eller kvoter, ved at der kan introduceres en valgfri regulering, hvor der kan vælges mellem at:

- betale en afgift eller
- indgå en frivillig aftale om at sprøjte afgiftsfrit mod at forbruget holdes indenfor en kvote (enten på antal behandlingshyppigheder, dosering med aktivstof eller begge dele), eller
- aftale om andre foranstaltninger der kan nedbringe pesticidforbruget.

Med andre ord står landmanden overfor en menu af valgmuligheder, hvor han kan vælge det, der medfører de mindste omkostninger. De frivillige aftaler kan omfatte en række krav; f.eks. at landmanden pletsprøjter, at bræmmer holdes sprøjtefrie, at der dokumenteres et behov for sprøjtning etc.

8.3.1 Omkostningseffektivitet, transaktions- og kontrolomkostninger

Denne form for regulering vil bibeholde afgifternes omkostningsminimerende egenskaber, men vil kunne kræve noget mere administration. I eksemplet med pesticider, indikerer beregningerne i kapitel 9, at det ville lønne sig for disse landmænd at indgå frivillige aftaler eksempelvis om overgang til PI fremfor at betale afgift.

8.3.2 Erfaringer fra miljøområdet

Et eksempel på denne reguleringsform er den danske CO₂-afgift. Siden 1995 har det været muligt for virksomheder at reducere afgiften ved at indgå frivillige aftaler om investeringer i energibesparende teknologier. Formålet er at nedsætte afgiftsbyrden for energiintensive virksomheder. For at kontrollere om aftalerne bliver opfyldt, er der indført et afrapporteringsprogram, hvor virksomhederne rapporterer om investeringsomfang og emissionsreduktioner.

To fordele ved denne form for regulering er, at det valgfrie menu-system gør det muligt for energiintensive virksomheder at udnytte deres egen viden om energibesparende tiltag, selv i tilfælde hvor afgiftsniveauet eller afgiftsformen ikke er et tilstrækkelig incitament til at udføre energibesparende tiltag. Udgangspunktet er igen, at der er asymmetrisk information, hvorfor producenten får et incitament til at udnytte sin viden om omkostningerne og produktionen, hvilket myndighederne ikke har den samme tilgang til.

8.3.3 Konklusion

Kombinationer af virkemidlerne aftaler og afgifter er mulige, men medfører et stort kontrolmæssigt problem i tilfældet af regulering af den generelle pesticidanvendelse, idet det skal verificeres, at de fri-

villige aftaler ikke har levet op til målet før afgifter kan pålægges. Frivillige aftaler vil være mest effektive til aftaler omkring fuldt ophør med pesticidanvendelsen, f.eks. økologisk produktion, idet netop fuldt ophør kan kontrolleres. Afgifter skal derimod anvendes, hvor der ønskes en delvis reduktion.

8.4 Opsamling

Der er en række muligheder for at kombinere virkemidler, hvor de fleste af disse har de samme begrænsninger som de virkemidler de er sammensat af. Således er det ikke nogen af de analyserede kombinationer i dette kapitel, der kan anbefales ud fra en teoretisk vurdering af dem.

Undtagelsen er at anvende omsættelige kvoter eller afgifter sammen med retslige krav i udpegede områder, idet denne kombination udnytter fordelene ved begge typer af virkemidler, ligesom kombinationen løser nogle af de begrænsninger, der er forbundet med de to typer af virkemidler anvendt hver for sig.

9 Beregninger af effekter af afgifter og kvoter på bedriftsniveau

I forbindelse med den foreliggende udredning er det bl.a. blevet beregnet, hvilke kortsigtede og langsigtede effekter afgifter på behandlingsindekset (BI) og faste ikke-omsættelige bedriftskvoter vil have på landmandens pesticidanvendelse og driftsøkonomi. På grund af tidshorisonten for udredningen, er beregningerne blevet begrænset til nogle få bedriftstyper og virkemiddelsscenarier. Beregningerne er dokumenteret i Ørum (1999b).

9.1 Scenarier og modelbeskrivelse

Det såkaldte behandlingsindeks (BI) anvendes som mål for pesticidanvendelsen. I de scenarier der præsenteres her, er der regnet på afgiftsniveauerne 100, 200 og 300 kr. pr. BI. For sandjord er også benyttet en afgift på 50 kr. pr. BI. Endvidere er der beregnet effekter af faste, ikke-omsættelige kvoter på 1½ og 2 BI for planteavl på lerjord og 1 og 1½ BI for planteavl på sandjord. Kvoterne er udformet som bedriftskvoter, som ikke er bestemt af sædskiftet, og kvoteniveauet er fastsat så de modsvarer afgiftsscenarioerne og målsætningen for den fremtidige pesticidanvendelse. Med bedriftskvoter menes f.eks. kvoter som, uanset jordtype og driftsform, kunne være ens for alle landmænd over hele landet, eller kvoter som bliver fastsat efter særlige regionale beskyttelsesbehov.

Det er for pesticider anvendt i vinterhvede beregnet, at afgifter på henholdsvis 100, 200 og 300 kr. pr. BI vil svare til følgende værdiafgifter, jf. tabel 9.1.

Tabel 9.1. Afgifter på værdi vs. behandlingshyppighed (BI)

	Nuværende værdiafgift	Afgift pr. BI		
		100 kr.	200 kr.	300 kr.
	Afgiftsstørrelse	(Pct. af værdi før afgift, 1995/96)		
Herbicer	30	89	179	268
Fungicer	30	29	57	86
Insekticer	60	154	308	462

Effekter på driftsøkonomien og pesticidforbruget er beregnet med brug af SJFI's driftsøkonomiske pesticid model (DØP modellen). DØP modellen er udviklet til at beregne den optimale pesticid- og arealanvendelse for udvalgte pesticidudfasningsscenarioer og bedriftstyper. Den har tidligere været anvendt til at beregne de driftsøkonomiske konsekvenser af en pesticidudfasning for Bicheludvalget (Ørum 1999a).

I DØP modellen benyttes pris- og udbytteforudsætninger opgjort pr. bedriftstype for driftsåret 1995/96 med brug af SJFI's regnskabsstati-

stik. Modellens pesticidpriser er derfor uden de eksisterende pesticidafgifter, der trådte i kraft i 1996 og som blev fordoblet i 1998. Beregningerne er begrænset til driftstyperne planteavl på lerjord og planteavl på sandjord. For en nærmere beskrivelse af DØP modellens forudsætninger henvises til Ørum (1999a).

DØP modellen er en adfærdsmodel, hvor det antages, at landmanden på længere sigt ønsker at optimere det økonomiske afkast fra markdriften. En sådan optimering kræver ikke kun en optimering af pesticid- og arealanvendelsen, men også en fuld tilpasning af markdriftens kapitalapparat. En sådan tilpasning vil imidlertid ikke kunne være fuldt gennemført på denne side af år 2002. Endvidere er der knyttet nogen usikkerhed til beregningerne, hvor der indgår mulighed for anvendelse af integreret plante produktion (IP metoder), idet nogle af disse metoder endnu ikke er udbredt i praksis.

9.1.1 Resultatmål

Modellens resultatmål er markdriftens dækningsbidrag II, hvor alle faste og variable omkostninger, inkl. afskrivninger og driftslederens arbejdsindsats, er afholdt. Arealtilskud er inkluderet i dækningsbidrag II. Ved en reduceret pesticidanvendelse bliver sparede sprøjtninger, sparede kemikalier og eventuelle udbyttetab indregnet i dækningsbidrag II, ligesom også udgifter til f.eks. monitoring af afgrøderne, brug af varslingsystemer og mekanisk ukrudtsbekæmpelse bliver indregnet. Produktionsomfanget er beskrevet ved hjælp af produktionsværdien, som er salgsværdien af høsten, eksklusiv arealtilskud og anden direkte støtte.

9.1.2 Modelkalibrering

Der anvendes to scenarier til at beskrive nudriften. Scenariet "Fri" er en beregnet optimeret nudrift, og scenariet "Nudrift" viser pesticidanvendelsen i 1994, samt arealanvendelse og realiserede driftsøkonomiske resultater for driftsåret 1995/96. DØP modellen er en normativ model, som forudsætter, at driftslederen er effektiv og har fuldt kendskab til fremtidige udbytter og priser. Med fuld viden/ingen risiko vil landmanden alt andet lige tilpasse nudriften i retning af Fri scenariet.

Det kan ikke forventes, at modellen giver et 100 pct. korrekt billede af virkeligheden, hvilket heller ikke er nødvendigt for modellens anvendelse. Det afgørende er, at modellen giver en korrekt analyse af retning og størrelsesorden for konsekvenserne af i dette tilfælde afgifter og kvoter. I den forbindelse må scenarierne for kvoter og afgifter blive sammenlignet med den optimerede nudrift, dvs. Fri scenariet, da der ellers vil blive begået en systematisk fejl.

9.1.3 Reduktionsmuligheder og IP metoder

En reduktion i pesticidanvendelsen kan ske ved; 1) tilpasning af arealanvendelsen til afgrøder med et lavere pesticidforbrug, 2) ophør med bekæmpelse af udvalgte skadevoldere eller 3) brug af IP metoder ved bekæmpelse af udvalgte skadevoldere. I beregningerne uden

brug af IP metoder, kan en tilpasning af pesticidanvendelsen alene ske med 1) og 2).

IP metoderne er mangeartede, og består f.eks. i ændrede sortsvalg og såtidspunkter, brug af varslingsystemer, mekanisk ukrudtsbekæmpelse, splitbehandlinger med reducerede doser og mekanisk knusning af kartoffeltoppe. Som det fremgår, er det ikke alle metoderne som involverer brug af pesticider.

Ved brug af de IP metoder som involverer pesticider, vil det være muligt at reducere pesticidanvendelsen i den enkelte afgrøde og mod den enkelte skadevolder. Derfor bliver IP metoderne ikke lige så hårdt ramt af afgifter på behandlingsindekset, og derfor kan det selv ved høje afgifter være rentabelt at benytte IP metoder til bekæmpelse af skadevoldere, som ellers ikke ville blive bekæmpet med konventionel brug af pesticider. Det betyder at benyttelse af IP metoderne i nogle situationer vil kunne medføre en reduceret pesticidanvendelse, og i andre situationer vil kunne medføre en øget pesticidanvendelse, sammenlignet med ændringerne ved konventionel pesticidanvendelse. Konklusion gælder også, argumentation udeladt, for betydningen af de ikke-kemiske IP metoder.

Nogle af IP metoderne har allerede stor udbredelse, andre af metoderne er endnu ikke helt pålidelige eller ikke færdigt udviklede. For at landmanden vil benytte IP metoderne, er det imidlertid en nødvendig, men ikke tilstrækkelig forudsætning, at metoderne er tilgængelige og at han har kendskab til og tillid til dem. Her kan f.eks. forskning, rådgivning og demonstrationsforsøg hjælpe. En anden nødvendig forudsætning er, at landmanden har det fornødne (også driftsøkonomiske-) incitament til at benytte metoderne.

9.1.4 Beregningerne for Bicheludvalget

I beregningerne til Bicheludvalget (Ørum 1999a) fremgik det, at pesticidanvendelsen ville kunne reduceres en del uden drastiske driftsøkonomiske konsekvenser for landmændene. Følsomhedsberegninger for planteavl på lerjord viste endvidere, at de nu gældende værdiafgifter og et prisfald på 30 pct. på korn ville kunne medføre en reduktion i pesticidanvendelse på mellem 40 og 50 pct., men at de driftsøkonomiske incitament til at foretage en sådan reduktion tilsyneladende var beskedne, og ikke i sig selv kunne garantere den nødvendige adfærdsændring hos landmanden.

Målsætningen, som nu er opstillet for det korte sigt, svarer til den for Bicheludvalget beregnede optimale nudrift uden brug af afgifter, kvoter og IP metoder. Formålet med de nye beregninger er derfor ikke igen at vise, at målsætningerne burde kunne opnås for det samlede landbrug uden yderligere indgreb, men at belyse hvorvidt og hvorledes driftskvoter og pesticidafgifter vil påvirke driftsøkonomien og pesticidanvendelsen på de udvalgte driftstyper.

Da en række IP metoder som nævnt endnu ikke er tilgængelige for landmanden, vil de resultater der er gengivet her, primært være beregnet uden brug af IP metoder. For beregninger og resultater med brug af IP metoder henvises i øvrigt til Ørum (1999a og b).

9.2 Resultater for planteavl på lerjord uden brug af IP metoder

Tabel 9.2 viser resultaterne for planteavl på lerjord uden brug af IP metoder.

Tabel 9.2. Pesticidudfasning i planteavl på lerjord uden brug af IP metoder
Kilde: Ørum (1999b)

Scenarium	Nudrift	Fri	----- Afgift pr. BI -----			----- Kvote -----	
			100 kr.	200 kr.	300 kr.	2 BI	1½ BI
----- BI -----							
Pesticider i alt	2,4	2,3	2,2	1,9	1,4	2,0	1,5
----- kr. pr. ha -----							
Dækningsbidrag II	3.250	3.420	-230	-440	-610	-40	-160
Produktionsværdi	6.470	6.560	-360	-560	-1.190	-520	-980
----- Arealanvendelse (pct.) -----							
Vårsæd	19,1	18,6	14,9	14,9	24,9	14,9	20,3
Vintersæd	49,6	51,0	54,7	54,7	44,7	54,7	49,2
Raps og ærter	14,7	13,9	16,7	16,7	5,7	16,7	10,7
Roer, majs, kartofler og frø	4,7	4,7	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8
Græs og helsæd	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5
Brak	10,4	10,4	10,4	10,4	21,5	10,4	16,5

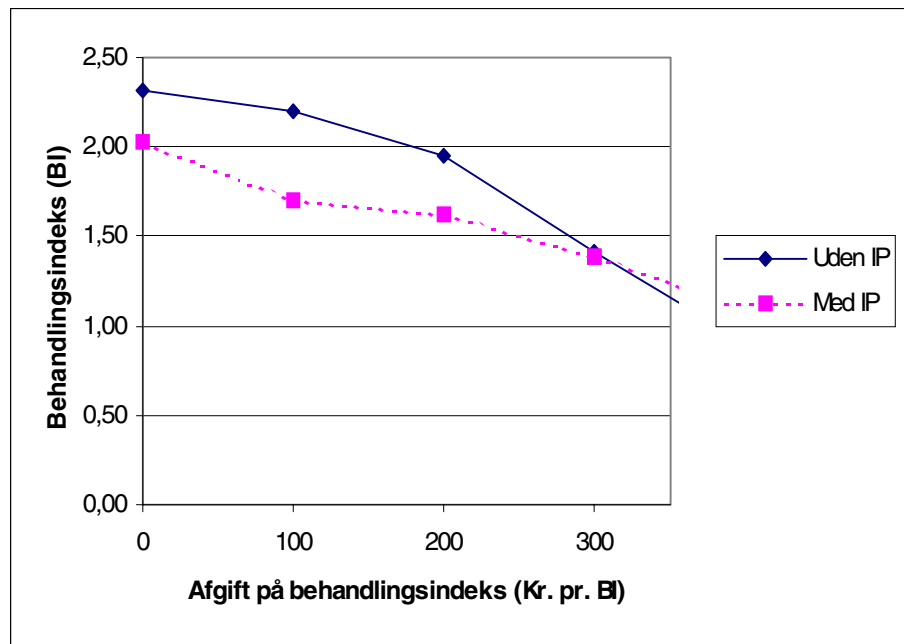
⁾ Reduktion i forhold til Fri scenariet

Det fremgår af tabellen, at en afgift på 100 kr. pr. BI kan reducere det samlede behandlingsindeks fra 2,3 i Fri scenariet til 2,2 BI. Det fremgår også, at afgiften kan få effekter på arealanvendelsen idet arealet med roer, majs, kartofler og frø mere end halveres. De økonomiske konsekvenser er, at dækningsbidrag II reduceres med 230 kr. pr. ha.

Hæves afgiften til 300 kr. pr. ha vil det ifølge beregningerne reducere det samlede behandlingsindeks til 1,4 BI, en reduktion på 40 pct. Det fremgår også, at arealet med ærter og raps reduceres kraftigt og arealet med brak mere end fordobles. Dækningsbidrag II reduceres ifølge beregningerne med 610 kr. pr. ha ved denne afgift.

Dækningsbidrag II er mellem 400 og 450 kr. højere pr. ha ved brug af kvoter i forhold til tilsvarende afgifter. Denne forskel skyldes overvejende afgiftsprovenuet. Det fremgår også, at afgifterne kan medføre en større braklægning end kvoter.

Figur 9.1 viser afgifternes effekt på pesticidanvendelsen for planteavl på lerjord med og uden IP metoder.



Figur 9.1. Afgifternes effekt på pesticidanvendelsen for planteavl på lerjord med og uden IP metoder. Kilde: Ørum (1999b)

Det fremgår af figuren, at virkningen af afgifter på lerjord tilsyneladende vil være meget afhængig af, om landmændene kan og vil benytte IP metoder. En forholdsvis lav afgift på 100 kr. har uden IP metoder kun ringe effekt på forbruget af pesticider, men en større effekt med IP metoder. Højere afgifter har derimod stor effekt på pesticidanvendelsen uden IP metoder, men ringere effekt med IP metoder. Figuren viser også, at IP metoderne tilsyneladende, i sig selv har samme effekt på forbruget som en afgift på knap 200 kr. pr. BI.

9.3 Resultater for planteavl på sandjord

Tabel 9.3 viser beregninger for planteavl på sandjord uden brug af IP metoder. Det fremgår, at en optimering af pesticid- og arealanvendelsen vil reducere pesticidanvendelsen væsentligt, fra 1,8 BI i Nudriften til 1,1 BI i Fri scenariet. Produktionsværdien reduceres med 680 kr. pr. ha, mens dækningsbidrag II forbedres med 280 kr. pr. ha. Reduktionen skyldes primært, at ærter og raps skiftes ud med brak som forfrugt til korn. I øvrigt omlægges en del vårsæd til vintersæd.

Tabel 9.3. Planteavl på sandjord uden brug af IP metoder.
Kilde: Ørum (1999b).

Scenarium	Nudrift	Fri	----- Afgift pr. BI -----				----- Kvote -----		
			50 kr.	100 kr.	200 kr.	300 kr.	1 BI	½ BI	
			----- BI -----						
Pesticidanvendelse i alt	1,8	1,1	0,7	0,6	0,6	0,6	1,0	0,5	
	--kr. pr. ha. ---		----- kr. pr. ha ⁾ -----						
Dækningsbidrag II	2.010	2.290	-50	-80	-150	-210	0	-70	
Produktionsværdi	4.820	4.140	-130	-210	-210	-210	-50	-310	
	-----Arealanvendelse (pct.) -----								
Vårsæd	33,0	25,5	25,5	25,5	25,5	25,5	25,5	25,5	
Vintersæd	26,6	39,9	39,9	39,9	39,9	39,9	39,9	39,9	
Raps og ærter	16,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Roer, majs, kartofler og frø	5,3	4,4	4,4	4,4	4,4	4,4	4,4	4,4	
Græs og helsæd	6,0	3,1	3,1	3,1	3,1	3,1	3,1	3,1	
Brak	12,4	27,0	27,0	27,0	27,0	27,0	27,0	27,0	

⁾ Reduktion i forhold til Fri scenariet

En afgift på 50 kr. pr. BI vil reducere pesticidanvendelsen fra 1,1 BI i Fri scenariet til 0,7 BI, en reduktion på 36 pct. Yderligere afgifter vil kun reducere pesticidanvendelsen til 0,6 BI. Dette indikerer at selv den mest marginale pesticidanvendelse ved et niveau på 0,6 BI bidrager til dækningsbidrag II med mindst 300 kr. pr. BI.

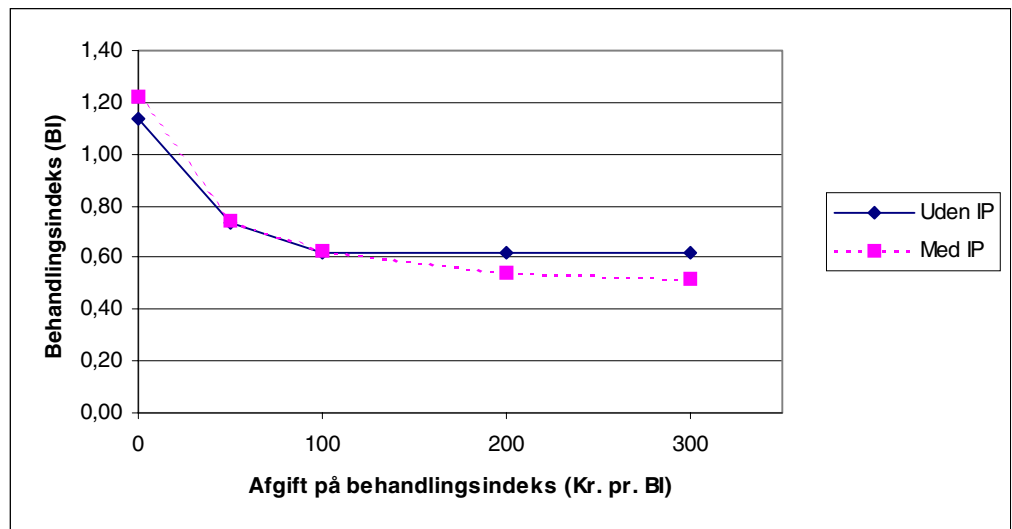
Tabellen viser også, at arealanvendelsen for Fri scenariet fastholdes uanset størrelsen af afgifter og kvoter. Dette indikerer, at afgifter på op til 300 kr. pr. ha ikke vil ændre konkurrenceevnen mellem afgrøderne. Ved afgifter på 400 kr. pr. BI eller mere kan der om ikke forventes en ændring i arealanvendelsen, så nok forventes en yderligere reduktion i pesticidanvendelsen⁴.

Dækningsbidrag II, som er 2.290 kr. pr. ha i Fri scenariet, falder med henholdsvis 50 og 80 kr. ved afgifter på 50 og 100 kr.

Figur 9.2 viser afgifternes effekt på pesticidanvendelsen for planteavl på lerjord med og uden IP metoder.

Det fremgår af figuren, at anvendelsen af IP metoder har ringe effekt på sandjord, og at en afgift på 50 kr. pr. BI i alle tilfælde vil have stor effekt på pesticidanvendelsen. En stigning til 100 kr. har også en effekt, om end den er mere begrænset. Afgifter på mere end 100 kr. pr. BI vil kun have minimal/ingen effekt på pesticidanvendelsen for planteavl på sandjord.

⁴ Beregninger i Ørum (1999b) viser, at f.eks. vårbyg på sandjord kan aflønne fungicider med 505 kr. pr. BI og insekticider med 344 kr. pr. BI.



Figur 9.2. Afgifternes effekt på pesticidanvendelsen for planteavl på sandjord med og uden IP metoder. Kilde: Ørum (1999b)

9.4 Effektivitet og omkostninger ved afgifter og kvoter

Tabel 9.4 viser effektivitet og omkostninger ved afgifter og kvoter uden IP metoder.

Omkostningerne af de forskellige tiltag er beregnet som ændring i dækningsbidrag II i forhold til Fri scenariet. Det fremgår af tabellen, at en afgift på 100 kr. pr. BI vil koste planteavl på lerjord 230 kr. ha i mistet dækningsbidrag II. Den samme afgift vil koste planteavl på sandjord 80 kr. pr. ha. Målt i kr. blive afgifterne dyrest for planteavl på lerjord.

9.4.1 Adfærsændring og tilbageføring for eksemplet planteavl på lerjord

For planteavl på lerjord viser tabellen, at en afgift på 200 kr. pr. BI vil reducere pesticidanvendelsen til 1,9 BI, hvilket i øvrigt opfylder målsætningen for år 2002. Umiddelbart vil dækningsbidrag II falde med 440 kr. pr. ha, nemlig forskellen mellem dækningsbidrag II ved Fri scenariet og afgiftsscenarioet med en afgift på 200 kr. pr. BI jf. tabel 9.2

Ved en afgift på 200 kr. pr. BI er afgiftsprovenuet på 380 kr. pr. ha ($1,9 \text{ BI} \times 200 \text{ kr. Pr. BI}$). Man kan forestille sig, at en så stor afgift skal kompenseres på en eller anden måde, f.eks. ved en lump-sum eller flat-rate tilbageføring af afgiftsprovenuet. Ved en fuld refusion af afgiftsprovenuet, vil landmandens omkostninger blive reduceret med de 380 kr. pr. ha, til i alt 60 kr. pr. ha.

Uden en tilpasning af pesticid- og arealanvendelsen skal landmanden betale afgift på Fri scenariets pesticidanvendelse. Med en afgift på 200 kr. pr. BI vil det medføre et afgiftsprovenu på 460 kr. pr. ha ($2,3 \text{ BI} \times 200 \text{ kr. pr. BI}$). Den ekstra omkostning, det vil medføre ikke at reducere pesticidanvendelsen, kan herefter blive beregnet som forskellen mellem afgiftsprovenuet ved ingen tilpasning (460 kr. pr.

ha) og ændringen i dækningsbidrag II ved optimal tilpasning (440 kr. pr. ha).

Uanset om afgiften tilbageføres eller ej, vil det således koste 20 kr. ekstra pr. ha ikke at tilpasse pesticid- og arealanvendelsen. På samme måde viser tabellen, at en manglende tilpasning til en afgift på 300 kr. vil koste 80 kr. ekstra pr. ha for planteavl på lerjord.

Tabellen viser, at der stort set ikke er noget ekstra tab ved en afgift på 100 kr. pr. BI. Det er også meget usikkert om 20 eller 80 kr. pr. ha for planteavl på lerjord er et tilstrækkeligt driftsøkonomisk incitament til at landmanden vil foretage den ønskede adfærdsændring og derved reducere pesticidanvendelsen ved afgifter på henholdsvis 200 og 300 kr.

9.4.2 Adfærdsændring og tilbageføring for planteavl på sandjord

Planteavl på sandjord har ikke problemer med niveauet af deres pesticidanvendelse, idet pesticidforbruget allerede i dag er på den rigtige side af målsætningen for både det kortere og længere sigt. Selv små afgifter vil have mærkbar effekt på pesticidanvendelsen, mens afgifter på over 100 kr. kun vil have ringe yderligere effekt.

En afgift på 100 kr. vil reducere dækningsbidrag II med 80 kr. pr. ha ved en optimal tilpasning af pesticid- og arealanvendelsen. Med en fuld tilbageføring af afgiftsprovenuet reduceres omkostningerne til 20 kr. pr. ha. Tilbageføring eller ej, vil en manglende tilpasning medføre en ekstra omkostning på 30 kr. pr. ha.

Ved en afgift på 50 kr. pr. BI vil en manglende tilpasning koste beskedne 5 kr. pr. ha. Ved afgifter på 200 og 300 kr. pr. BI viser tabellen, at det for planteavl på sandjord vil koste henholdsvis 70 og 120 kr. ekstra pr. ha ikke at ændre adfærd.

Det kan konkluderes, at omkostningerne ved afgifter er størst for planteavl på lerjord. Til gengæld er omkostningerne ved ikke at tilpasse pesticid- og arealanvendelsen til afgifterne generelt større for planteavl på sandjord end for planteavl på lerjord. Dette indikerer, lidt paradoksalt, at de beregnede adfærdsændringer har større sandsynlighed for at slå igennem for planteavl på sandjord, hvor omkostningerne ved afgifterne er lavest.

9.4.3 Bedriftskvoter

Bedriftskvoter på 2,0 BI vil koste planteavl på lerjord op til 40 kr. ha og være uden betydning for planteavl på sandjord (tabel 9.4).

Uden en tilbageføring af afgiftsprovenuet vil afgifterne være meget dyrere for landmanden end tilsvarende kvoter. Ved sammenligning af en kvote på 2,0 BI og en afgift på 200 kr. pr. BI koster det således planteavl på lerjord 400 kr. mere pr. ha at blive reguleret med afgifter. Ved en fuld tilbageføring af afgiftsprovenuet udlignes omkostningerne ved de to virkemidler.

Tabel 9.4. Effektivitet og omkostninger ved afgifter og kvoter uden IP metoder

Scenarium	Fri	-----Afgifter på BI-----			-----Bedriftskvote-----		
		50 kr.	100 kr.	200 kr.	300 kr.	2,0 BI	1½ BI
Planteavl på ler-jord		-----Behandlingsindeks (BI)-----					
Pesticidanvendelse	2,3	2,2	1,9	1,4	2,0	1,5	
Marginal reduktion	(0,1)	0,1	0,3	0,5	0,3	0,5	
		-----Dækningsbidrag II (kr. pr. ha)-----					
Omkostning af tiltag		230	440	610	40	160	
Heraf afgiftsprovenu		220	380	420	-	-	
Tab efter fuld tilbageføring af provenuet		10	60	190	40	160	
Afgiftsprovenu af Fri scenariets 2,3 BI		230	460	690	-	-	
Ekstra tab ved manglende adfærdsændring		0 ^{x)}	20	80	-	-	
		-----Bedriftskvote-----					
				1,0 BI		½ BI	
Planteavl på sandjord		-----Behandlingsindeks (BI)-----					
Pesticidanvendelse	1,1	0,7	0,6	0,6	0,6	1,0	0,5
Marginal reduktion	(0,7)	0,4	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
		-----Dækningsbidrag II (kr. pr. ha)-----					
Omkostning af tiltag		50	80	150	210	0	70
Heraf afgiftsprovenu		35	60	120	180	-	-
Tab efter fuld tilbageføring af provenuet		15	20	30	30	0	70
Afgiftsprovenu af Fri scenariets 1,1 BI		55	110	220	330	-	-
Ekstra tab ved manglende adfærdsændring		5	30	70	120	-	-

^{x)} Provenu og ekstratab er beregnet på afrundede tal. Denne omkostning er tæt på, men ikke lig med, 0 kr. pr. ha.

9.4.4 Betydning af IP metoder

Med pesticidafgifter vil de økonomiske incitamentter til at foretage en ønsket reduktion af pesticidanvendelsen være meget beskedne. De viste beregninger har primært været uden brug af IP metoder. Det vil gælde, at muligheden for at benytte IP metoder ikke nødvendigvis vil øge det økonomiske incitament til at tilpasse pesticidanvendelsen til en pesticidafgift. For planteavl på lerjord er det dog blevet beregnet, at de ekstra tab ved ikke at tilpasse pesticidanvendelsen øges med 20 til 40 kr. pr. ha når der benyttes IP metoder. Det må fortsat konkluderes, at muligheden for at benytte IP metoder ikke væsentligt vil øge effektiviteten af afgifter på behandlingsindekset. Derimod vil IP metoderne - afgifter eller ej - kunne gøre det billigere for landmanden at reducere pesticidanvendelsen til et givet niveau.

9.4.5 Prisfølsomhed ved pesticidafgifter

Modelberegningerne har vist, at pesticidafgifter også påvirker pesticidanvendelsen gennem en ændring af arealanvendelsen, som igen er bestemt af afgrødernes aktuelle konkurrenceevne. Og netop afgrødernes konkurrenceevne er påvirkelig af mange andre forhold end blot en pesticidafgift.

Dette betyder, at f.eks. prisændringer på korn og ændringer i kvælstofnormerne fortsat vil øve en stor indflydelse på den fremtidige pesticidanvendelse - også efter indførelsen af nye pesticidafgifter.

9.5 Opsamling, konklusion og diskussion

Effekterne af de analyserede virkemidler vil være en blanding af reduceret behandlingsindeks i de enkelte afgrøder, men også en ændret arealanvendelse, hvor arealet med vintersæd, roer og kartofler især reduceres til fordel for bl.a. vårsæd og brak. Beregningerne indikerer dermed, at der kan opstå nogle adverse effekter fordi denne slags ændringer i arealanvendelsen bl.a. kan medføre en øget kvælstofudvaskning. Dog vil den ændrede arealanvendelse virke positivt på pesticidanvendelsen som jo er den målsætning beregningerne er udført i forhold til.

På baggrund af de udførte beregninger kan det konkluderes, at afgifter ikke er et effektivt middel til regulering af pesticidanvendelsen. Dels vil afgifterne ikke give landmanden et tilstrækkeligt økonomiske incitament til at reducere pesticidanvendelsen, dels vil afgifterne ikke effektivt kunne forhindre, at f.eks. kornpriserne fortsat vil have en væsentlig indflydelse på pesticidanvendelsen.

For at sikre nogen effekt vil afgifterne skulle være meget høje. Men selv når landmanden tilpasser sig mest muligt til afgifterne, vil de påføre ham meget store udgifter primært i form af provenuetab. For ikke at påføre den danske landmand et unødvendigt indkomsttab eller tab af konkurrenceevne kan det især ved høje afgifter være nødvendigt med en kompensation, f.eks. ved en tilbageføring af afgiftsprovenuet.

Ved en fuld tilbageføring af afgiftsprovenuet vil det driftsøkonomiske tab ikke være større med bedriftskvoter end med afgifter for de samme reduktioner, forudsat at bedriftskvoterne fordeles driftsøkonomisk optimalt over hele sektoren og at udsving i behandlingsbehovet fra år til år afspejles fuldt. Idet der kun er udført et fåtal af scenarier, og kun på to bedriftstyper, er det ikke muligt at generalisere ud fra disse indikationer, men dog fremhæve, at ændringerne i arealanvendelsen er kraftigere ved afgifter end med kvoter. Det er ikke regnet på effekterne ved at gøre kvoterne omsættelige. Som nævnt i kapitel 5, vil dette dels kunne forbedre kvotereguleringens omkostningseffektivitet i forhold til afgifter, dels gøre kvotereguleringen endnu mere omkostningseffektiv for samfundet.

10 Konklusion

Ved regulering af bekæmpelsesmidler kan stofferne deles op i to kategorier afhængigt af deres effekt i miljøet:

1. midler der medfører helt uacceptable skader, selv ved begrænset anvendelse.
2. midler hvor miljøpåvirkningen kan accepteres under forudsætning af en begrænset anvendelse.

Midler med helt uacceptable miljøegenskaber reguleres bedst med forbud. Modsat bør der anvendes incitamentbaserede virkemidler som afgifter eller omsættelige kvoter, såfremt stoffets anvendelse i almindelighed er acceptabel, men den samlede miljøbelastning ønskes nedbragt. De incitamentbaserede virkemidler er omkostningseffektive, idet de sikrer omkostningsminimering for sektoren (og samfundet) som helhed, medens regler og individuelle kvoter kun fører til omkostningsminimering på bedriftsniveau.

Resultaterne af udredningsarbejdet understøtter den trestrengede strategi, der består af: 1) en generel godkendelse af pesticider til anvendelse i Danmark; 2) en generel reduktion af pesticidanvendelsen; og 3) en særlig indsats til beskyttelse af følsomme natur- og drikkevandsområder.

I arbejdet er der særligt fokuseret på virkemidler til opnåelse af målet om en generel reduktion af pesticidanvendelsen opgjort ved behandlingshyppigheden. Her anbefales det, at reduktionen gennemføres ved et system af omsætteligt sprøjtetilladelser, der kan overføres fra år til år. Fordelen herved er, at der opnås sikkerhed for realiseringen af den fastsatte målsætning.

Denne konklusion understøttes af de kvantitative analyser, som viser, at omkostningerne i form af tabt produktion er begrænsede ved en generel reduktion af forbruget af bekæmpelsesmidler til det målsatte niveau. Dog vil den træge sammenhæng mellem pesticidpris og -forbrug betyde, at en afgift genererer et betydeligt skatteprovenu, ligesom der er usikkerhed om, hvilket afgiftsniveau, der netop vil sikre den ønskede reduktion i pesticidanvendelsen. Derfor medfører hensynet til effektiv regulering, at et system med omsættelige kvoter (sprøjtetilladelser) skal vælges frem for en afgift. Dette vil også betyde, at reguleringsprovenuet holdes inden for sektoren.

Konkret kunne en kvote tænkes indført ved udstedelse af sprøjtetilladelser; anslås det sprøjtede areal til 2.000.000 ha, og er målet en behandlingshyppighed på 2,0, svarer dette til at der uddeles 4.000.000 sprøjtetilladelser. Beregningen af det nødvendige antal sprøjtetilladelser ved køb af en given mængde pesticid kan beregnes på samme måde, som ved antal standarddoser. Herved bliver det også muligt at kontrollere overholdelse af systemet, idet den solgte mængde pesticid i grossistledet skal svare til det indleverede antal sprøjtetilladelser. Det er væsentligt, at tilladelse kan overføres fra

år til år med henblik på at undgå væsentlige indtægtstab i år med store problemer med skadevoldere. Ligeledes skal tilladelserne være nationalt omsættelige med henblik på at modvirke regionale forskelle i forekomsten af skadevoldere. I denne sammenhæng er det afgørende for omkostningseffektiviteten af kvotesystemet, at der ikke lægges restriktioner på handel på kvotebørsen.

Problemer med omgåelse af reguleringen, som f.eks. illegal import, vil stort set være uafhængig af reguleringsmåden. Dette skyldes, at incitamentet til omgåelse vil være givet af, hvor bindende målsætningen er for den enkelte producent samt omkostningerne ved omgåelse. Med mindre der indføres kontrol hos hver enkelt landmand eller meget omfattende grænsekontrol vil omgåelse således kunne finde sted. Således begrundes hensynet til udviklingen i dansk landbrugs konkurrenceevne og reguleringens effektivitet, at prioritere bestræbelserne for en international koordinering i EU-regi på pesticidområdet.

På det foreliggende grundlag anbefales det derfor, at der arbejdes videre med muligheden for at omlægge den eksisterende afgift til omsættelige kvoter. Særligt bør den konkrete udformning af et omsætteligt kvotesystem undersøges, og i lyset heraf skal administrations- og transaktionsomkostningerne opgøres til belysning af effektiviteten af en kvotebørs.

Referencer

Anker, H. T., Caspersen, O. H., Hasler, B. & Primdahl, J. (2000): Områdeudpegninger. Forskningsserien. Forskningscenter for Skov og Landskab (FSL) Hørsholm. (In press).

Baneth, M. H. (1994): Auctions as a means of creating a market for environmental services in the countryside. Workshop on Agricultural Policy and the Countryside. Oslo, December 8.-9.

Birk-Mortensen, J. & Sørensen, P. B. (1995): Økonomiske styringsmidler i miljøpolitikken. I Gunst, J. (red): "Fra virksomhedsøkonomiens værksted". Handelshøjskolens forlag.

Blicher-Mathiesen, G. & Hasler, B. (1999): Ujævn fordeling af husdyrgødning. Jord og Viden nr. 144(7), s. 9-11, 1999.

Christensen, T. & Schou, J. S. (1999): Oversigt over økonomiske analyser af landbrugets pesticidanvendelse. Working paper no. 6/99.

Clausen, H. (1998): Ændringer i pesticidernes egenskaber fra 1981-85 til 1996. Faglig rapport fra DMU, nr. 223 1998.

Dubgaard, A. (1987): Anvendelse af afgifter til regulering af pesticidforbruget. Rapport nr. 35, Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut.

Falconer, K. (1998). Classification of pesticides According to Environmental Impacts. Final Report to RSPB, Center for Rural Economy, Department of Agricultural Economics and Food Marketing, University of Newcastle-Upon-Tyne.

Grant, R., Blicher-Mathiesen, G., Andersen, H.E., Laubel, A.R., Paulsen, I., Grevy Jensen, P. & Rasmussen, P. (1998): Landovervågningsoplande. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1997. Afdeling for Vandløbsøkologi. 156 s. - Faglig rapport fra DMU 252. Danmarks Miljøundersøgelser.

Gren, I. M. (1994). Regulating the Farmers use of Pesticides in Sweden. I: Opschoor, H. & Turner, K. (eds): Economic Incentives and Environmental Policies. Kluwer Academic Press.

Hasler, B. (1998): Styring af kvælstofanvendelsen i landbruget. PhD afhandling, Danmarks Miljøundersøgelser.

Hasler, B. & Eigaard, P. (1999) Nyhedsbrev i Grænser i Landskabet nr. 6, 1999. Forskningscenter for Skov og Landskab, Hørsholm

Hasler, B. & Eigaard, P. (1999) Regulering af landbrug, naturkvalitet og landskabsudvikling (under udarbejdelse).

Hasler, B. & Hansen, Gårn, L. (1998): Gødningsnormer - en hensigtsmæssig regulering? - AKF Nyt 2:22-25.

Hasler, B., Schou, J.S., Andersen, J.M., J.D., Jensen, Blicher-Mathiesen, G. & Kristensen, K. (1999): Kvælstofanvendelsen i dansk landbrug – økonomi og kvælstofudvaskning. Analyse af metoder og scenarier. Miljøprojekt nr. 461, Miljøstyrelsen, 93 s.

Kjeldahl, R., Schou, J.S., Vetter, H. og Paaby, H. (1995): Landbrugspolitik og miljøregulering - 1. Delrapport. Miljøprojekt nr. 297, Miljø og Energiministeriet, Miljøstyrelsen. 57 s.

Kolpin, D.W., Barbash, J.E. & Gillom, R.J. (1998). Occurrence of Pesticides in Shallow Groundwater of the United States: Initial Results from National Water-Quality Assessment Program. Environ Sci. Technol, vol. 32: 558-566.

Krørup, S. & Larsen, A. (1998): Energieffektivisering gennem aftaler. AKF Forlaget, København.

Kreuger, J. & Törnqvist, L. (1998): Multiple Regression Analysis of Pesticide Occurrence in Streamflow Related to Pesticide Properties and Quantities Applied. Chemosphere, vol. 37: 189-207.

Kristoffersen, H.E., Munksgaard, J. & Jensen, M. (1997): Kortlægning af afgifter og tilskud inden for energiområdet, AKF - forlaget, København.

Latacz-Lohmann, U. & Van der Hamsvoort, C. P. C. M. (1998): Auctions as a Means of Creating a Market for Public Goods from Agriculture. Journal of Agricultural Economics, vol. 49, (3), s. 334-345.

Løkke, H., Møller, J. & Christensen, B. (1994). Terrestriske belastningstal for pesticider, Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen, nr. 4.

Melgaard, P.P. (1999): Notat vedrørende prisudviklingen på mælkekvotebørsen. 30. juni 1999. Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut.

Miljø- og Energiministeriet (1999): CO₂-kvoter for elproduktion. Lov nr. 376 af 2. juni 1999 om CO₂-kvoter for elproduktion

Miljøstyrelsen (1997b). Drikkevandsudvalgets betænkning, december 1997.

Ministeriet for Landbrug, Fiskeri og Fødevarer: (1998 & 1999): Årsberetninger fra Strukturdirektoratet. Internet udgaver. (www.strukdir.dk)

Mogensen, B.B. (1991): Pesticiders miljøbelastning – perspektiver for brug af indeks. Rapport fra fagkyndigt udvalg. Faglig rapport fra DMU, nr. 20.

Oskam, A.J. & Vijftigschild, R.A.N. & Graveland, C. (eds) (1998): Additional EU policy instruments for plant protection products. Wageningen Pers.

Pilegaard, S. & Schou, J.S. (1997): Beskyttelse af naturværdier på landbrugsarealerne. Nationaløkonomisk Tidsskrift nr. 2/1997, pp. 160-175.

Primdahl, J. (1998): Nyhedsbrev, Grænser i landskabet nr. 3, 1998, FSL, Hørsholm.

Romstad, E. (1991): Omsettelige kvoter på forurensende innsatsfaktorer. Upubliceret arbejdsnotat fra Økonomi og Økologi. Institutt for Økonomi og Samfunnsfag, Norges Landbrukshøgskole, Ås.

Rygnestad, H. (1999): Agenda 2000 policy reform for agriculture and rural development – Opportunities for environmental protection. Papir præsenteret ved kurset: Landbruget i den samfundsøkonomiske udvikling: Skal landbruget producere mad eller miljø?, Tune Landbrugsskole august 1999.

Schou, J.S. & Streibig, J.C. (1999): Pesticide Taxes in Scandinavia. Pesticide Outlook, Dec. 1999: 227-229.

Schou, J.S. & Christensen, T. (1998): Pesticidregulering i landbruget. I: Landbrugets økonomi efteråret 1998, Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut, s. 57-78.

Schou, J.S. (1998): Undersøgelse af landbrugets pesticidanvendelse. SJFI-Working Paper no. 13/1998, Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut, December 1998.

Secher, B & Gyldenkerne, S. (1996): Regulating Pesticide Use and Environmental Impacts. Aa. Walter-Jørgensen & S. Pilegaard (eds.): Integrated Environmental and Economic Analysis in Agriculture. Rapport nr. 89, Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut.

Statens Planteavlsvforsøg. (1997): Pesticidanvendelsen i dansk landbrug 1987-1996. Rapport Nr. 11/1997.

Ørum, J.E. (1999a): Driftsøkonomiske konsekvenser af en pesticidudfasning. Optimal pesticid- og arealanvendelse for ti bedriftstyper i udvalgte scenarier. SJFI Rapport nr. 107.

Ørum, J.E. (1999b): Driftsøkonomiske konsekvenser af en pesticidafgift på behandlingsindeks. Modelberegninger med DØP modellen for to bedriftstyper, samt analyser på udvalgte afgrøder og skadevoldere. Notat udarbejdet til Miljøstyrelsen.

Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser - DMU - er en forskningsinstitution i Miljø- og Energiministeriet. DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning indenfor 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 og Sekretariat
Forsknings- og Udviklingssektion
Afd. for Atmosfærisk Miljø
Afd. for Havmiljø
Afd. for Mikrobiel Økologi og Bioteknologi
Afd. for Miljøkemi
Afd. for Systemanalyse
Afd. for Arktisk Miljø

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

Afd. for Sø- og Fjordøkologi
Afd. for Terrestrisk Økologi
Afd. for Vandløbsøkologi

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

Afd. for Landskabsøkologi
Afd. for Kystzoneøkologi

Publikationer:

DMU udgiver faglige rapporter, tekniske anvisninger, temarapporter, samt årsberetninger. Et katalog over DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter er tilgængeligt via World Wide Web.

I årsberetningen findes en oversigt over det pågældende års publikationer.

Faglige rapporter fra DMU/NERI Technical Reports

1999

- Nr. 296: The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Report for 1998. By Kemp, K. & Palmgren, F. 64 pp., 80,00 DKK.
- Nr. 297: Preservatives in Skin Creams. Analytical Chemical Control of Chemical Substances and Chemical Preparations. By Rastogi, S.C., Jensen, G.H., Petersen, M.R. & Worsøe, I.M. 70 pp., 50,00 DKK.
- Nr. 298: Methyl t-Butylether (MTBE) i drikkevand. Metodeafprøvning. Af Nyeland, B., Kvamm, B.L. (i trykken).
- Nr. 299: Blykontaminering af grønlandske fugle - en undersøgelse af polarlønne til belysning af human eksponering med bly som følge af anvendelse af blyhagl. Af Johansen, P., Asmund, G. & Riget, F.F. (i trykken).
- Nr. 300: Kragefugle i et dansk kulturlandskab. Feltundersøgelser 1997-99. Af Hammershøj, M., Prang, A. & Asferg, T. 31 s., 40,00 kr.
- Nr. 301: Emissionsfaktorer for tungmetaller 1990-1996. Af Illerup, J.B., Geertinger, A., Hoffmann, L. & Christiansen, K. (i trykken)
- Nr. 302: Pesticider i overfladevand. Metodeafprøvning. Af Nyeland, B. & Kvamm, B.L. 322 s., 150,00 kr.
- Nr. 303: Ecological Risk Assessment of Genetically Modified Higher Plants (GMHP). Identification of Data Needs. By Kjær, C., Damgaard, C., Kjellsson, G., Strandberg, B. & Strandberg, M. (in press).
- Nr. 304: Overvågning af fugle, sæler og planter 1998-99, med resultater fra feltstationerne. Af Laursen, K. (red.) (i trykken).
- Nr. 305: Interkalibrering omkring bestemmelse af imposex- og interseksstadier i marine snegle. Resultat af workshop afholdt den 30.-31. marts 1999 af Det Marine Fagdatacenter. Af Strand, J. & Dahl, K. (i trykken).
- Nr 306: Mercury in Soap in Tanzania. By Glahder, C.M., Appel, P.W.U. & Asmund, G. (in press).

2000

- Nr. 307: Cadmium Toxicity to Ringed Seals (*Phoca hispida*). An Epidemiological Study of possible Cadmium Induced Nephropathy and Osteodystrophy in Ringed Seals from Qaanaaq in Northwest Greenland. By Sonne-Hansen, C., Dietz, R., Leifsson, P.S., Hyldstrup, L. & Riget, F.F. (in press)
- Nr. 308: Økonomiske og miljømæssige konsekvenser af merkedsordningerne i EU's landbrugsreform. Agenda 2000. Af Andersen, J.M., Bruun et al. (i trykken)
- Nr. 309: Benzene from Traffic. Fuel Content and Air Concentrations. By Palmgren, F., Hansen, A.B., Berkowicz, R. & Skov, H. (in press)
- Nr. 310: Hovedtræk af Danmarks Miljøforskning 1999. Nøgleindtryk fra Danmarks Miljøundersøgelsers jubilæumskonference Dansk Miljøforskning. Af Secher, K. & Bjørnsen, P.K. (i trykken)
- Nr. 311: Miljø- og naturmæssige konsekvenser af en ændret svineproduktion. Af Andersen, J.M., Asman, W.A.H., Hald, A.B., Münier, B. & Bruun, H.G. 104 s., 110,00 kr.
- Nr. 312: Effekt af døgnregulering af jagt på gæs. Af Madsen, J., Jørgensen, H.E. & Hansen, F. 64 s., 80,00 kr.
- Nr. 313: Tungmetalledfald i Danmark 1998. Af Hovmand, M. & Kemp, K. (i trykken)
- Nr. 314: Future Air Quality in Danish Cities. Impact Air Quality in Danish Cities. Impact Study of the New EU Vehicle Emission Standards. By Jensen, S.S. et al. (in press)
- Nr. 315: Ecological Effects of Allelopathic Plants – a Review. By Kruse, M., Strandberg, M. & Strandberg, B. 64 pp., 75,00 DKK.
- Nr. 316: Overvågning af trafikens bidrag til lokal luftforurening (TOV). Målinger og analyser udført af DMU. Af Hertel, O., Berkowicz, R., Palmgren, F., Kemp, K. & Egeløv, A. (i trykken)
- Nr. 317: Overvågning af bæver *Castor fiber* efter reintroduktion på Klosterheden Statsskovdistrikt 1999. Red. Berthelsen, J.P. (i trykken)
- Nr. 318: Order Theoretical Tools in Environmental Sciences. Proceedings of the Second Workshop October 21st, 1999 in Roskilde, Denmark. By Sørensen, P.B. et al. (in press)
- Nr. 319: Forbrug af økologiske fødevarer. Del 2: Modellering af efterspørgsel. Af Wier, M. & Smed, S. (i trykken)

Rapporten dokumenterer resultaterne fra en udredning vedrørende "Virkemidler til opnåelse af en reduktion af pesticidanvendelsen på de sprøjtede jordbrugsarealer", som blev udarbejdet for Miljøstyrelsens bekæmpelsesmiddelkontor i forbindelse med forarbejdet til Pesticid-handlingsplan II. Rapporten omhandler en analyse af forskellige virkemidler i pesticidpolitikken. Desuden er der gennemført en kvantitativ analyse af effekten af afgifter på pesticidanvendelsen med henblik på at illustrere sammenhængen mellem afgiftsniveau og reduktion i pesticidanvendelsen.

Miljø- og Energiministeriet
Danmarks Miljøundersøgelser

ISBN 87-7772-539-5
ISSN (trykt) 0905-815x
ISSN (elektronisk) 1600-0048