

Bekæmpelsesmiddel forskning fra Miljøstyrelsen
Nr. 72 2003

Værdisætning af pesticidanvendelsens natur- og miljøeffekter

Jesper S. Schou, Anna Bodil Hald og Pernille Kaltoft
Danmarks Miljøundersøgelser

Christian Andreasen
Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole

Henrik Vetter
Statsbiblioteket

Berit Hasler
Amternes og Kommunernes Forskningsinstitut

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling.

Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter.

Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Indhold

FORORD	5
SAMMENFATNING	7
SUMMARY	11
1 INDLEDNING	15
1.1 PROJEKTETS BAGGRUND	15
1.2 ANVENDELSEN AF VÆRDISÆTNINGSSTUDIER	15
1.3 INDHOLD OG AFGRÆNSNING	16
2 DEN ØKONOMISKE RAMME FOR VÆRDISÆTNING AF MILJØGODER	19
2.1 GRUNDLÆGGENDE ANTAGELSER BAG VÆRDISÆTNING	19
2.2 MILJØGODER SOM EN VARE	19
2.3 METODER TIL ØKONOMISK VÆRDISÆTNING	20
2.4 LITTERATURGENNEMGANG	24
3 NATURVIDENSKABELIGE STUDIER AF PESTICIDANVENDELSENS EFFEKTER	29
4 DISKUSSION OG DELKONKLUSION FOR LITTERATURDELEN	33
4.1 GRUNDLAGET FOR AT UDFØRE VÆRDISÆTNINGSSTUDIER	33
4.2 EFFEKTER OG VÆRDISÆTNINGSMETODER	33
4.3 VÆRDISÆTNING OG ÅRSAGS-VIRKNINGS SAMMENHÆNG	35
5 VÆRDISÆTNING ANVENDT I PRAKSIS: CASE STUDIE OG BENEFIT TRANSFER	39
5.1 CASE STUDIET – FORMÅL OG GENNEMFØRSEL	39
5.2 DESKRIPTIV ANALYSE AF RESULTATERNE	41
5.3 MODEL FOR ESTIMERING AF BETALINGSVILJE SAMT RESULTATER	44
5.4 RESULTATER FRA OPFØLGENDE INTERVIEW	47
5.5 BENEFIT TRANSFER – ANVENDELSE AF ANDRE STUDIER	49
6 KONKLUSIONER PÅ PROJEKTETS EMPIRISKE DEL	53
6.1 CASE STUDIETS OPBYGNING	53
6.2 DISKUSSION AF ERFARINGERNE	54
7 KONKLUSIONER OG ANBEFALINGER	57
7.1 GENERELLE KONKLUSIONER	57
7.2 ANBEFALINGER	57
REFERENCER	61
Bilag A. Litteraturreviews	
Bilag B. Den empiriske undersøgelse	
Bilag C. Det anvendte spørgemateriale	
Bilag D. Resultater fra kvalitative interviews	
Bilag E. Benefit transfer	

Bilagene er elektronisk tilgængelige og kan findes på www.mst.dk

Forord

I Bicheludvalgets arbejde blev der peget på, at det er væsentligt at få identificeret de miljø- og naturværdier, der kan værdisættes i Danmark, samt hvilke der ikke kan værdisættes. På denne baggrund blev projektet:

Værdisætning af pesticidanvendelsens natur- og miljøeffekter igangsat under Miljøstyrelsens Pesticidforskningsprogram. Projektet har været organiseret som et tværvideenskabeligt projekt omfattende kompetencer inden for økonomi, biologi og sociologi, og projektdeltagerne har været Berit Hasler (Amternes og Kommunernes forskningsinstitut), Christian Andreasen (Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole), Henrik Vetter (Statsbiblioteket i Århus) og Anna Bodil Hald, Pernille Kaltoft og Jesper S. Schou (Danmarks Miljøundersøgelser).

Målet med projektet har været, at give et fagligt grundlag for at prioritere iværksættelsen af værdisætningsstudier på pesticidområdet, og derved styrke grundlaget for at udarbejde **cost-benefit** analyser.

Til projektet har der været tilknyttet en følgegruppe bestående af Peter Sandøe og Alex Dubgaard (Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole), Per Kudsk (Danmarks Jordbrugsforskning) samt Kaj Juhl-Madsen og Jørn Kirkegaard (Miljøstyrelsen).

Afrapporteringen af resultaterne er organiseret således, at konklusioner og hovedresultater er behandlet i denne samlerapport, medens de bagved liggende undersøgelser og analyser er dokumenteret detaljeret i bilag.

Jesper S. Schou
December 2002

Sammenfatning

Den samlede internationale litteratur om økonomisk værdisætning er meget omfattende, men når det kommer til studier, hvor effekter af pesticidanvendelse indgår, er der kun gennemført ganske få. Dette skyldes nok to ting: for det første, hvorvidt pesticider har været centrale i miljødebatten i de lande, hvor der er tradition for at arbejde med værdisætningsstudier, og for det andet, den store kompleksitet der er forbundet med effekterne og holdningerne til pesticidanvendelse.

Værdisætningsstudier kan bidrage til det miljøpolitiske beslutningsgrundlag gennem at fastsætte en konsistent størrelsesorden for værdien af forskellige miljøgoder baseret på en fælles monetær skala. Derved er det muligt dels at sammenligne effekterne for forskellige miljøgoder indbyrdes, og dels at sammenholde effekten på disse med effekterne på markedsomsatte goder til brug for f.eks. cost-benefit og omkostningseffektivitets-analyser.

I forbindelse med værdisætningsstudier skelnes generelt mellem om data er tilvejebragt gennem hypotetiske eller observerede markeder. Data for hypotetiske markeder indsamles ved at præsentere et repræsentativt antal respondenter for hypotetiske valgsituationer, hvor respondenterne bedes om at udtrykke deres betalingsvilje for at realisere eller undgå givne effekter (contingent valuation) eller bedes om at vælge mellem eller rangordne forskellige alternativer (choice experiments og contingent ranking). Som følge af de hypotetiske valgsituationer kan alle effekter principielt indgå, ligesom både brugs og ikke-brugs effekter kan kvantificeres. Dette betyder at f.eks. både rekreative værdier og eksistensværdier kan opgøres. De hypotetiske studier har en række metodiske problemer knyttet til sig, bl.a. om respondenterne respekterer deres budgetrestriktion, når de udtrykker deres betalingsvilje. Observeret markedsadfærd kan anvendes, hvor der findes relevante relationer mellem pesticidanvendelse og eksisterende markeder. Eksempler herpå kunne være efterspørgsel efter varer, der er produceret med og uden pesticider, og forskelle i jagtlejen mellem bedrifter med og uden sprøjtefri randzoner. En begrænsning ved at anvende observeret markedsadfærd er, at de kun kan anvendes til at kvantificere brugseffekter. Kombineret anvendelse af hypotetiske og observerede markedsdata kan give et grundlag for at vurdere den metodiske usikkerhed på værdiestimerne.

Værdisætning af biodiversitetseffekter kræver en beskrivelse af relevante indikatorer for de effekter, som ønskes værdisat. Ses der på det danske naturvidenskabelige grundlag for at tilvejebringe sådanne indikatorer ud fra årsags/virkningsbeskrivelser, findes der kun enkelte relevante studier, hvoraf et er anvendt i projektets case studie. Derfor er det diskuteret, om gennemførelse af værdisætningsstudier kræver en direkte kobling til bagvedliggende naturvidenskabelige studier, eller om det er tilstrækkeligt at få udtrykt præferencerne for generelle indikatorer med forbindelse til pesticidanvendelsens effekter. I forlængelse heraf er to tilgange opstillet: den "ideelle" og den "pragmatiske". Ved den førstnævnte fordres det, at beskrivelsen af natureffekterne opfylder kravene til et kognitivt entydigt spørgemateriale samtidigt med, at der er en direkte kobling til de bagvedliggende naturvidenskabelige studier. Ved den "pragmatiske" tilgang indgår et vist skøn i koblingen mellem de natureffekter, der anvendes i spørgematerialet, og de bagvedliggende naturvidenskabelige sammenhænge.

Der anvendes generelle indikatorer, som kan opfattes entydigt af respondenterne (f.eks. antal agerhøns, kvalitet af drikkevand, landskabseffekter), men som ikke nødvendigvis refererer direkte til gennemførte naturvidenskabelige studier.

Kriterier for at den "ideelle" tilgang kan anvendes er, at de naturvidenskabelige studier, som spørgematerialet baseres på, er aktuelle og afspejler pesticidernes økologiske betydning under danske forhold. I det omfang effekter af pesticidanvendelse kan isoleres fra studierne vil de være særdeles relevante. Der er i projektet arbejdet på, at indkredse hvilke cases (natureffekter og sprøjtestrategier), som dette kan være gældende for, og det et indtryk, at denne tilgang med eksisterende data p.t. kun kan anvendes for et for et fåtal af natureffekter og sprøjtestrategier.

Ved den "pragmatiske" tilgang stilles ikke samme krav til et akkurat naturvidenskabeligt grundlag. Tilgangen er hyppigt brugt i internationale værdisætningsstudier og giver mulighed for et bredere anvendelsesområde for værdisætning på pesticidområdet. Overvejelserne om en stringent beskrivelse af årsags-virknings sammenhænge sætter derfor ikke nødvendigvis begrænsninger for gennemførelse af værdisætningsstudier, men foreligger en sådan vil det styrke mulighederne for at implementere resultaterne i konkret policy-anvendelse.

Design af spørgeskema er helt centralt for kvaliteten af værdisætningsundersøgelser, hvor der anvendes hypotetiske metoder. Dette skyldes, at de primære data tilvejebringes ved at et repræsentativt antal respondenter besvarer spørgeskemaet. I det gennemførte case fungerede spørgematerialet godt, idet der blev opnået en høj svarprocent og respondenterne generelt accepterede afvejningen mellem biodiversitet og forbrugsmuligheder. Der er dog et konkret behov for analyser af, hvorledes respondenter forstår og associerer til de forholdsvis abstrakte indikatorer for eksempelvis biodiversitetsændringer med henblik på at kunne forbedre design af spørgeskema fremover. Endvidere er betalingsformatet, dvs. den måde hvorpå respondenterne præsenteres for omkostningerne ved deres valg, meget væsentligt. Betydningen både af valg af indikatorer og betalingsformat anbefales generelt testet både i fokusgrupper i forbindelse med design af spørgemateriale samt ved gennemførelse af fuldskalaundersøgelsen. Ligeledes skal det testes, hvorvidt omtale af "pesticider" i spørgeskemaet påvirker svarafgivelsen. Dette skyldes, at en række studier af risikoperception indikerer, at pesticider kan opfattes som uønskede teknologiske risici, uanset hvilke fordele de kan dokumenteres at have. Såfremt sådanne forhold foreligger, vil de have betydning for både design og fortolkning af værdisætningsundersøgelser.

I den internationale litteratur foreligger et stort antal studier omhandlende den statistiske behandling af datamaterialet i værdisætningsstudier – den såkaldte økonometriske analyse. Denne omfatter test af forskellige forklaringsmodeller samt test for en lang række statistiske og metodiske forhold. Generelt viser litteraturen, at der er stor usikkerhed på resultaterne af værdisætningsstudier, hvilket bl.a. afspejles af, at samme problemstilling kan føre til forskellige resultater, såfremt forskellige metoder anvendes. Valg af statistisk model, design af undersøgelsen, spørgemetodik, mm. har således stor betydning. Dette viser, at selv om den opnåede erfaring ved gennemførelse af værdisætningsstudier vil være metodisk relevant, kan anvendelse af værdiestimerne (priserne) i praktisk politik-analyse være problematiske, hvis ikke der gennemføres følsomhedsanalyser og sammenligninger til udenlandske erfaringer. Dette understreger også betydningen af så vidt muligt at validere

resultaterne eksempelvis ved samtidig anvendelse af forskellige data og værdisætningsmetoder.

I det gennemførte case studie, som omfatter effekterne af sprøjtefri randzoner i kornmarker, viser estimerne at respondenterne taget under et er villige til at acceptere en prisstigning på 0,57 kr pr. brød for at få forøget agerhønekyllingers overlevelse med 10 pct., og accepteres en prisstigning på 0,07 kr pr. brød for en tilsvarende stigning i antallet af vilde planter.

Resultaterne er signifikante, men det kan ikke umiddelbart sluttes, at de estimerede værdier kan lægges til grund for aggregering og direkte anvendelse i forbindelse med vedtagelse af miljøpolitiske tiltag på området, bl.a. fordi der er tale om et pilotstudie med forholdsvis få (250) respondenter, hvilket har betydning for resultaternes repræsentativitet. På trods heraf er de fundne benefit-priser sammenlignet med den tabte jordrente med det formål, at demonstrere den velfærdsøkonomiske beregning ved etablering af sprøjtefri randzoner i danske kornmarker. Med de estimerede skøn, svarer en stigning på 10 procentpoint for miljøgoderne til, at der accepteres en øget brødpris på godt 8 procent. Dette kan omregnes til en betalingsvilje på 245 kr pr. år for en gennemsnitshusstand eller en samlet betalingsvilje på ca. 690 millioner kr pr. år. Denne gevinst skal holdes over for de anslåede omkostninger ved landsdækkende implementering af sprøjtefri randzoner med udlæg på 240 millioner kr pr. år.

Det skal understreges, at regneeksemplet skal ses som en demonstration af anvendelsen af resultater fra værdisætningsstudier og at det ikke bør indgå i generelle vurderinger uden nærmere analyse, f.eks. ved udvidelse af antallet af respondenter.

Anbefalingerne for praktisk anvendelse af resultaterne fra værdisætningsstudier er, at dette skal gøres med stor forsigtighed grundet den metodiske usikkerhed forbundet med værdiestimerne. Usikkerhed er kendt for alt empirisk baseret forskning og er i sig selv ikke afgørende for resultatets forskningsmæssige kvalitet, men har betydning for dets generaliserbarhed i praktisk policy-analyse. Aspekter, der særligt skal overvejes ved generalisering af resultater fra værdisætningsstudier, er om forudsætningerne for værdisætningsstudiet – både de naturvidenskabelige og de samfundsvidenskabelige – er forenelige med den situation som ønskes belyst. Dette må betragtes som særligt væsentligt for studier der vedrører pesticider, hvor der er store forskelle i anvendelse, effekter og holdninger nationalt såvel som internationalt. Derfor anbefales det ved anvendelse af resultater fra et værdisætningsstudie til analyser på et parallelt område (såkaldt *benefit transfer*) så vidt muligt at overføre den estimerede benefitfunktion og derefter anvende data for det konkrete caseområde. Herved fås maksimal overførsel af information fra de udførte studier. Tilgangen kan dog være meget ressourcekrævende, hvorfor muligheden for at gennemføre et selvstændigt værdisætningsstudie i den relevante policy-kontekst også skal overvejes. Sidst skal det omtales, at der kan være problemstillinger, hvor værdisætning ikke er den bedst egnede, f.eks. i forbindelse med unikke miljøgoder, og hvor andre metoder til at afsløre præferencer derfor skal overvejes.

Sammenfattende kan det konkluderes, at det på det foreliggende grundlag er muligt at gennemføre værdisætningsstudier af pesticidanvendelsens effekter. Men der er behov for videre arbejde på området med henblik på at vurdere, om det er muligt at tilvejebringe resultater, som meningsfuldt kan indgå i det politiske beslutningsgrundlag. Dette skyldes især to forhold. For det første er effekterne af pesticidanvendelse komplekse og dermed vanskelige at beskrive for lægfolk, så de kan indgå i økonomisk rationelle (hypotetiske)

valgsituationer. Dette er et velkendt metodisk problem, som det er muligt at arbejde videre med empirisk, bl.a. ved at afprøve forskellige spørgeformater, interviewformer, mm. For det andet indikerer case-studiet, at respondenterne har vanskeligt ved at skelne mellem rollen udøvende forbruger og politisk borger, samt at deres prioriteringer for en stor del blev påvirkede af, om "pesticider" blev omtalt som årsagsfaktor. Dette peger på, at kompleksiteten i pesticidanvendelsens effekter samt meget sammensatte præferencer vedrørende pesticider stiller store krav til design af værdisætningsstudier, såfremt præmisserne i den økonomiske teori for at estimere betalingsvilje skal overholdes.

Summary

In spite of extensive literature on economic valuation, only few studies on changed pesticide use exist. This may be explained in two ways: firstly whether pesticides have been a policy issue in countries with a tradition to performing economic valuation studies, and secondly the complex preferences associated with preferences towards pesticides.

Economic valuation studies can contribute to environmental policy by providing a consistent monetary measurement of the value of different environmental goods. Thus, the goods can be compared with each other, and with marketed goods in cost-benefit and cost-efficiency analyses.

Valuation studies often distinguish between studies based on hypothetical markets or observed markets. By presenting a number of respondents with hypothetical scenarios and asking them to express their willingness to pay (or accept) the specified changes or rank the specified scenarios, data are collected for hypothetical markets. As a consequence of the hypothetical approach, all types of goods can be encapsulated in the studies as well as both use and non-use values covering recreational to existence values. A number of problems are related to the hypothetical methods e.g. whether respondents respect their budget constraint when expressing their preferences.

When relevant relationships exist between environmental goods and existing markets, observed market data can be used. One example could be the demand for goods produced with and without pesticides, or differences in the price of hunting permits on farms with or without pesticide-free buffer zones. Only use values are reflected in valuation studies based on observed market data. For the purpose of testing the methodological validity of valuation studies, combined use of hypothetical and observed market data can be recommended.

Valuation studies of biodiversity require a description of relevant indicators for the goods to be valued. Looking at Danish natural science studies that can provide such indicators based on driving forces/effect models, these are scarce. Thus we discuss if such a quantitative relationship is necessary for carrying out valuation studies, and two approaches have been drawn up: the “ideal” and the “pragmatic”. With the first approach the description of the biodiversity effects meets the requirements of cognitive unambiguous indicators, as well as the requirement for a direct reference to the underlying natural science studies. With the second approach, a certain amount of best judgement is used when quantifying the effects on the indicators. General indicators understood unambiguously by the respondents are used (the number of birds, quality of drinking water, etc.) but they do not necessarily refer directly to natural science studies.

If the “ideal” approach should be used, the natural science studies should reflect the ecological effects (*in casu*) of pesticide use under actual Danish circumstances. Insofar as the effects of pesticide use can be isolated based on the studies, their relevance will increase. The literature survey has focused on narrowing down the number of Danish studies that fulfil these requirements, and as mentioned only few seem to do so. The “pragmatic” approach does not require the same accuracy of the natural science descriptions. This

approach is typically found in international valuation studies and allows for a broad field of application. Based on these findings the considerations of a stringent driving forces/effect-modelling do not necessarily limit the possibilities for performing valuation studies of the effects of pesticide use in a Danish context, as the “pragmatic” approach offers a useful alternative. Nevertheless, the use of the results in actual policies will be strengthened if a driving forces/effect-model exists, as the required policy measures are implicitly included.

A central issue using hypothetical market data is the design of the questionnaire. This is because the primary data for estimating the preferences are obtained by asking a representative selection of respondents to complete the questionnaire. In the case study performed in this project the questionnaire appeared to work well, as we obtained a high response rate and the respondents generally accepted the trade off between biodiversity and their consumption of food. However, it is necessary to investigate how respondents associate to the relative abstract indicators of biodiversity and the limitations of respondents’ budget constraint in order to improve the design of valuation surveys. This should be done in actual valuation studies by testing different designs of questionnaires in both focus group interviews and in full-scale surveys. Also the effects on the expressed preferences of including the term *pesticides* in the introduction text should be tested. This is motivated by the findings in several studies of risk perception, which indicate that pesticides are perceived as “stigmatising” as they are often considered as undesirable, even though they may actually have advantages. The occurrence of such preferences may have implications for the interpretation of the results and should be looked into further.

The statistical analysis of valuation data is subject to a large number of methodological econometric studies in the international literature. A general result is that results from valuation studies may be subject to considerable methodological uncertainty. Even if the results from a valuation study may be of methodological (research) relevance, the use of the results in practical policy analysis may be questionable. Therefore, proper validation in terms of sensitivity analysis and comparison to other relevant studies are crucial. Also validation by using alternative data sources should be done when possible.

In our case study encompassing valuation of the effects of pesticide-free buffer zones along field margins we found respondents willing to accept an increase in the price of bread of DKK 0.57 (4 percent) if the survival of partridge chickens increased by 10 percentage points. Similarly, respondents accepted an increase in the price of bread of DKK 0.07 (0.5 percent) if the number of wild plants increased by 10 percentage points. The results are statistically significant, but this does not implicitly indicate that they can be used for aggregate policy analysis, as the study was based on only 250 respondents. To demonstrate how the results could be used for calculating the welfare economic result of implementing pesticide-free buffer zones along field margins in a national context, the estimated benefits are compared to the estimated loss in income from agricultural cereal production. The benefit estimates show a willingness to pay for an increase of 10 percentage points in the biodiversity indicators, corresponding to an 8 percent increase in household outlays on bread. This equals DKK 245 per year for an average Danish household adding up to a total of DKK 690 million per year. The aggregate benefit should be compared to a loss in income from cereal production from implementing pesticide-free buffer zones along fields cropped with cereals of DKK 240 million per year.

We stress that the calculation above is an example, and we do not advise to use the result in policy recommendations without further analysis, e.g. by expanding the number of respondents.

In general we recommend that results from valuation studies should be used with caution in policy analysis because of the methodological uncertainty. Uncertainty is known for all empirically based science and is not determinative for the scientific validity of the results, but for practical policy analysis it will often be of importance. One aspect, which should be stressed when interpreting results from valuation studies, is if the context of the study is compatible with the actual policy issue. This may be especially important in studies related to pesticides, as effects of pesticide use and preferences seem to show considerable variations between countries. When using benefit transfer it is therefore recommended to transfer benefit functions instead of simply the price estimates and to calibrate the functions with site-specific data. This approach may, however, be as resource demanding as performing an actual valuation study. Also the limitations of valuation studies should be observed, as some policy issues (e.g. extinction of species) may be too controversial to be analysed in this context.

Based on our findings we conclude that economic valuation studies of the effects of pesticide use can be performed based on the current knowledge and methods. However, there is a need for further empirical work with respect to validating study methodology and price estimates in order to discuss if the results can provide a meaningful input to policy analysis. First, the effects of pesticide use are complex and therefore difficult to present to lay people in an economically rational context. Secondly, our case study indicates that respondents find it difficult to distinguish between the role as “rational consumer” and “political citizen”, and that their willingness to pay was influenced when the word *pesticides* was introduced in the questionnaire. Therefore the survey material, i.e. interview form, introduction, questionnaire and follow up questions, should be designed carefully so that the respondents understanding of the problem and acceptance of their budget constraint can be tested.

1 Indledning

1.1 Projektets baggrund

I Bicheludvalgets arbejde blev der peget på, at det er væsentligt at få identificeret de miljø- og naturværdier, der kan værdisættes i Danmark, samt hvilke der ikke kan værdisættes. Målet med at udarbejde værdisætningsstudier er at foretage en monetær prissætning af eksempelvis natur- og miljøeffekterne af et påtænkt tiltag i pesticidpolitikken. Dette gør det bl.a. muligt at sammenligne gevinsterne ved forskellige initiativer, og der er yderligere den mulighed at lade resultaterne indgå sammen med omkostningerne i *cost-benefit* analyser. Den miljøøkonomiske forskning i Danmark såvel som i udlandet har i høj grad været koncentreret om analyser af reguleringsmuligheder og omkostninger for samfundet og enkeltsektorer som følge af restriktioner, f.eks. på pesticidanvendelsen, og i langt mindre grad rettet mod opgørelse af benefits.

I Danmark er der hidtil ikke gennemført egentlige værdisætningsstudier i relation til pesticidanvendelsen, og som sådan er området ganske nyt. Ej heller i udlandet er der mange eksempler på brede studier, idet eksisterende værdisætningsstudier typisk fokuserer på værdisætning af enkeltelementer, som forskellige typer af skov, landskabselementer eller vandkvalitet (se f.eks. Garrod & Willis, 1999). Eksemplerne på værdisætning af effekterne af mere komplicerede og sammensatte årsags-virknings kæder, som pesticidanvendelsen repræsenterer, er således meget sparsom.

1.2 Anvendelsen af værdisætningsstudier

Det overordnede formål med økonomisk værdisætning er, at fastsætte en konsistent størrelsesorden for forskellige naturgoder baseret på en fælles monetær skala. Målet er således at skabe en situation svarende til den værdiansættelse, som sker for markedsomsatte goder, hvor prisen under visse forudsætninger er et mål for en vares nytte.

Fra et teoretisk-økonomisk synspunkt, er hensigten med at værdisætte ikke-markedsomsatte goder, at bibringe et grundlag for at opnå en velfærdøkonomisk optimal ressourceudnyttelse. Økonomisk optimalitet må dog i praksis betragtes som en abstraktion snarere end et reelt kriterium for prioriteringer mellem målsætninger og politikker. Men værdisætning kan alligevel bidrage væsentligt til grundlaget for miljøpolitiske prioriteringer. Pearce & Seccombe-Hett (2000) nævner især opgørelse af benefits i cost-benefit analyser og omkostningseffektivitets-analyser, samt bidrag til fastsættelse af grønne afgifter og prispolitikker (Mourato et al. 2000). Endelig nævnes også den betydning selve deltagelsen har for respondenterne i et værdisætningsprojekt, idet de opnår et øget kendskab til afvejningsproblemerne mellem miljøgoder og omkostninger. Det sidste aspekt, de såkaldte partcipatoriske forhold, kan således have afledt betydning på meningsdannelse og engagement i befolkningen.

Værdisætning kan også spille en væsentlig rolle som prioriteringsgrundlag i sammenhæng med opgørelse af miljøindikatorer, der inddrager befolkningens præferencer (Møller, 1996; Møller & Christensen, 2001). Endvidere er

værdisætningsstudier anvendt som grundlag for udmåling af erstatninger i miljøsager, hvilket er en del af USA's miljølovgivning. Dette er nok det mest konkrete anvendelsesområde, som endnu ikke har fundet anvendelse i europæiske retssystemer. Der arbejdes dog på at indføre en miljøansvarslovgivning i EU sammenhæng, hvilket vil øge det konkrete behov for fastsættelse af miljøskader gennem værdisætningsstudier.

En formentlig central anvendelse af værdisætning i dansk målestok er bidraget til cost-benefit analyser, som giver muligheder for at sammenligne effekterne på forskellige goder i form af en entydig monetær opgørelse, dels for at sammenligne samfundets gevinst med gevinsten ved de markedsomsatte goder og ikke mindst for at sammenligne samfundets gevinst af forskellige miljøpolitiske tiltag. Opgørelsen af gevinster og omkostninger indgår ved afvejning af afgrænsede projekter og mere overordnede og sammensatte politiktiltag. Cost-benefit analyse af enkeltstående projekter er kendt fra en lang række studier, og er i Danmark bl.a. beskrevet i Møller et al. (2000) samt i den nyligt gennemførte analyse af Skjern å projektet (Dubgaard et al., 2001). Den projektrelaterede cost-benefit analyse er både relevant i forbindelse med *ex post* og *ex ante* analyser – dvs. analyser af hhv. gennemførte og fremtidige projekter. I policy-sammenhæng er det nok særligt ved prioritering mellem forskellige projektforslag, at cost-benefit analysen har et stort potentiale.

En parallel anvendelse af resultaterne fra økonomisk værdisætning er i forbindelse med omkostningseffektivitets-analyser, hvor forskellige strategier til at opnå et givet miljøpolitisk mål vurderes ud fra deres velfærdsøkonomiske omkostninger. I den forbindelse kan værdisætning indgå i fastsættelsen af samfundsøkonomisk efficiente reguleringsstrategier. Såfremt det ønskes at realisere miljøpolitiske målsætninger til de lavest mulige omkostninger og derved opnå en efficient ressourceudnyttelse, er denne type analyse helt central (se f.eks. Hasler et al., 2000; Schou et al., 2001). Denne type analyse er i administrativ sammenhæng anvendt i et tværinstitutionelt udredningsprojekt inden for Miljø- og Energiministeriet vedr. opnåelsen af Danmarks forpligtelser på klimaområdet (Energistyrelsen, 2001).

Som nævnt kan værdisætning også anvendes til effektiv udformning af afgifts- og prispolitikken på miljøområdet. Målet med grønne afgifter er, at få afspejlet omkostningerne i form af natur- og miljøpåvirkninger i de enkelte aktørers beslutninger og derved lede til en økonomisk optimal ressourceanvendelse. Dette er udgangspunktet for den såkaldte Pigou-afgift, som tilsiger, at størrelsen af grønne afgifter skal fastsættes svarende til de marginale skadesomkostninger ved en given aktivitet; se bl.a. Schou (1998) for en nærmere diskussion af afgifter i miljøreguleringen. Derfor udgør værdisætning en central forudsætning for anvendelsen af Pigou-afgiften, idet værdisætningen ideelt set muliggør at de marginale skadesomkostninger kan opgøres som grundlag for fastsættelsen af afgiftsniveauet.

Pigou-afgiften refererer dog til en ideel situation, og det er sjældent muligt at fastlægge denne afgift i praksis. Værdisætningsstudier kan alligevel have stor betydning for fastlæggelsen af grønne afgifter, fordi værdisætning muliggør en samlet opgørelse af de natur- og miljømæssige effekter af forskellige aktiviteter, og kan derved give et grundlag for at vægte effekterne mod hinanden i prioriteringerne.

1.3 Indhold og afgrænsning

På denne baggrund blev projektet: **Værdisætning af pesticidanvendelsens natur- og miljøeffekter** igangsat under Miljøstyrelsens Pesticidforskningsprogram.

Projektet har været organiseret i to dele, hvor del 1 omfattende: 1A) **Metoder til værdisætning og relevante anvendelsesområder** og 1B) **Pesticidanvendelsens natur- og miljøeffekter**; og del 2 omfattede: **Værdisætning anvendt i praksis**, dvs. design og gennemførelse af en konkret værdisætningsundersøgelse i form af et case studie.

Projektets formål har været, at afdække og diskutere mulighederne for at gennemføre danske værdisætningsstudier på pesticidområdet, idet der er foretaget en afgrænsning til natur- og miljøeffekterne. Dette omfatter en gennemgang af det naturvidenskabelige grundlag for beskrivelse af årsags-virkningssammenhænge, som værdisætningsstudier på pesticidområdet kunne baseres på, hvilke internationale værdisætningsstudier der er gennemført, samt hvilke metoder og hvilke effekter, der kunne tænkes inddraget i danske studier på området. Derefter følger dokumentation af det gennemførte case studie, omfattende gennemgang af erfaringerne fra design af spørgemateriale, afprøvning af dette i fokusgrupper, gennemførelse af fuldskala undersøgelse, opfølgende kvalitative interviews samt resultater. Hovedformålet med case studiet har således ikke været at tilvejebringe et direkte policy-rettet studie, men at give et praktisk erfaringsgrundlag, som kan understøtte projektets konklusioner.

Afslutningsvis drages de samlede konklusioner opdelt på generelle konklusioner samt anbefalinger for videre arbejde. Sidstnævnte omfatter diskussion af valg af værdisætningsmetode, muligheder for årsags/virkningsbeskrivelser, design af spørgeskema, data og statistisk behandling, samt praktisk policy-anvendelse og benefit transfer.

2 Den økonomiske ramme for værdisætning af miljøgoder

2.1 Grundlæggende antagelser bag værdisætning

Grundlæggende bygger værdisætning på antagelsen om, at det er muligt og rimeligt at knytte en værdi til miljøgoder på samme måde som for markedsomsatte goder.¹ Under visse omstændigheder er prisen på et markedsomsat gode et udtryk for den marginale samfundsøkonomiske gevinst ved forbrug af et gode. Accepteres tanken om monetarisering af miljøgoder betyder det, at forskellige miljøgoder kan sammenlignes med hinanden, samt at de kan sammenlignes med værdien af markedsomsatte varer, således at værdien af goderne kan sammenlignes med omkostningerne ved at fremskaffe dem.

Et fundamentalt spørgsmål i diskussionen om værdisætning af miljøgoder er, om det overhovedet giver mening at betragte miljøgoder som en vare med en dertil knyttet marginalnytte (pris). Såfremt dette accepteres er et afgørende spørgsmål, hvordan værdisætningsstudier kan gennemføres med henblik på at give en sikker fortolkning. Idet sidstnævnte tages som udgangspunkt for analyserne, gennemgås de væsentligste forudsætninger og antagelser for økonomisk værdisætning i det følgende.

2.2 Miljøgoder som en vare

Ideen bag værdisætningsstudier er, at natur tillægges en værdi på samme måde som markedsomsatte goder. Der er blot ikke etableret noget marked for de pågældende goder, enten fordi det ikke er muligt eller fordi regulering eller traditioner forhindrer markedet i at opstå. Men hvis der kunne etableres et velfungerende marked, ville der opstå en pris som var identisk med marginalnyttens af de enkelte goder. Rationalet er her, at gode- og nyttebegrebet i økonomien ikke er afgrænset til private markedsomsatte goder men også rummer ikke-markedsomsatte goder, som f.eks. miljøgoder. Det centrale forhold er, at ved værdisætning opfattes natur og miljø på linie med andre varer: miljøgodernes værdi opstår i kraft af, at den giver den enkelte person nytte.

Økonomisk analyse bygger på marginalresonnementer. Den marginale omkostning viser, hvad det koster at tilvejebringe yderligere én enhed af en vare i form af mistede andre forbrugsmuligheder. Den marginale nytte af en vare angiver tilsvarende den enkelte forbrugers gevinst ved at anvende yderligere en enhed. Der er således ikke alene fokus på produktion og udbud, idet efterspørgslen efter goder spiller en lige så central rolle, og efterspørgslen efter private goder beskrives gennem et nyttebegreb.

¹ I det følgende tales om *miljø* og *natur* i sammenhæng med effekterne på disse svarende til sprogbrugen i den danske naturvidenskabelige litteratur. Termen *miljøgoder* anvendes konsekvent i sammenhæng med værdisætning af disse. Dette skyldes, at termen *miljøgoder* anvendes i stort set alt international litteratur på det samfundsvidenskabelige område, medens ordet *naturgoder* stort set ikke ses.

Selv om der ligger en række væsentlige forudsætninger til grund for fortolkningen af priser i relation til marginalomkostninger og marginalnytte er pointen altså, at for frit omsatte varer gælder det under visse vilkår, at markedsprisen angiver den enkelte forbrugers betalingsvillighed i forhold til andre varer. De væsentligste forudsætninger bag denne tese er for det første, at forbrugeren kan foretage en komplet rangordning af værdien af forskellige goder. Det vil sige, at den enkelte aktør har veldefinerede præferencer i forhold til alle varer, også dem han ikke nødvendigvis forbruger. For det andet antages, at forbrugeren har det som kaldes for transitive præferencer. Dette indebærer, at han udviser konsistens i sit forbrugsvalg: hvis vare A foretrækkes frem for vare B, og vare B foretrækkes frem for vare C, vil vare A foretrækkes frem for vare C. Endelig antages det, at forbrugeren foretrækker mere fremfor mindre, dvs. at 2 enheder af en vare foretrækkes frem for 1 enhed.

Det er generelt accepteret, at forbruget af almindelige varer, som for eksempel biler, kan beskrives ved et nyttebegreb. Varen giver brugeren nytte gennem en ydelse, der er subjektiv. Dvs. at forskellige aktørers præferencer principielt ikke kan betvivles. Værdisætning af miljøgoder bygger tilsvarende på, at et gode har en nytte for en eller flere forbrugere, f.eks. fordi det giver en naturoplevelse eller fordi dets blotte eksistens indgår positivt i nyttefunktionen. Det er således afgørende, at det er muligt at beskrive naturens ydelser ved en nyttefunktion som principielt ikke adskiller sig fra dem, som anvendes for traditionelle varer.

Betragtningsmåden er grundlæggende antropocentrisk, idet der fokuseres på menneskets velfærd og ikke direkte tages hensyn til dyrs velfærd og arters overlevelse og rettigheder. Disse kan dog indgå i den enkelte persons nyttefunktion, hvorfor miljøgoder alene har en værdi i kraft af menneskets præferencer for disse. Præferencerne kan være knyttet til rekreative værdier, eksistensværdier, fremtidige generationers velfærd, etc., men stadig i forhold til et antropocentrisk nyttesynspunkt.

2.3 Metoder til økonomisk værdisætning

Som det fremgår af den foregående tekst er en helt grundlæggende forudsætning for økonomisk værdisætning, at de miljøgoder, som ønskes værdsat, kan opfattes på linie med konventionelle goder og indgå i substitution med disse samt med hinanden. Der findes økonomiske retninger, for eksempel den gren som kaldes "økologisk økonomi" og institutionel økonomi, hvor tanken om at miljøgoder og forbrugsvarer er substitutter kun delvist accepteres. Men inden for rammerne af konventionel neo-klassisk økonomi opfattes det som ukontroversielt, i det mindste på abstrakt plan, at tillægge miljø- og miljøgoder en værdi på linie med markedsomsatte varer. Samtidigt skal det anføres, at prioriteringen i natur- og miljøpolitikken implicit afspejler en afvejning eller værdisætning af forskellige miljøgoder i forhold til hinanden samt i forhold til anvendelsen af statens ressourcer. Spørgsmålet er derfor, om der kan anvises metoder, hvor de relative priser på miljøgoderne opgøres eksplicit eller implicit, således at præferencerne for disse kvantificeres.

I tabel 2.1 er foretaget en opdeling af metoder til økonomiske værdisætning på direkte og indirekte metoder samt om metoderne er baseret på observeret adfærd eller hypotetiske markeder (bearbejdet efter Mitchell og Carson, 1998; Freeman 1993). Forud for omtalen af de enkelte værdisætningsmetoder skal det omtales, at værdien af et gode i økonomiske analyser kan opdeles i eksistens- og brugsværdier. I forhold til forbedringer af miljøkvalitet kan der være tale om en direkte forøgelse af brugsværdien i form af bedre rekreative muligheder. Der kan også være tale om forøgelse af eksistensværdien, altså en

værdi der ikke er motiveret ved et forbrug her –og - nu, men som f.eks. kommer til udtryk i form af optionsværdier for fremtidig rekreativ anvendelse eller testamentariske værdier – dvs. hensynet til kommende generationer. Skellen mellem eksistens- og brugsværdier er væsentlig i forbindelse med valg af værdisætningsmetode, idet de forskellige metoder har deres styrke i forhold til opgørelse af de forskellige typer værdier.

Tabel 2.1. Karakteristik af metoder til økonomisk værdisætning

	Direkte metoder	Indirekte metoder
Hypotetiske markeder	Contingent valuation, Allokeringsspil	Contingent ranking, Choice experiments
Observerede markeder	Referenda (afstemning), Markedstransaktioner og markedssimulationer	Hedonisk prissætning, Travel cost

Hypotetiske markeder

Værdisætning baseret på hypotetiske markeder indebærer, at et repræsentativt antal respondenter enten direkte spørges om, hvor meget de ville betale for forskellige typer miljø- og/eller naturforbedringer (contingent valuation metoden), eller bliver bedt om at rangordne forskellige tiltag, som er beskrevet med hensyn til deres effekter og omkostninger for derved indirekte at afsløre deres præferencer (f.eks. contingent ranking metoden).

Contingent valuation er den hyppigst anvendte hypotetiske markeds-metode både i litteraturen og i policysammenhæng. Metoden er anvendt til et bredt spekter af problemstillinger og har tidligere fundet anvendelse i studier af rekreative goder (Dubgaard, 1992), truede dyrearter (Jakobsson og Dragun, 1996) og transportsikkerhed (Jones-Lee et al., 1985), for at nævne nogle få eksempler.

Blandt de hypotetiske metoder hører også forskellige former for afstemninger eller markedsspil, hvor respondenterne udtrykker deres præferencer i kollektive fora. Disse metoder er meget sjældent anvendt i sammenhæng med komplekse problemstillinger.

Værdisætning på observerede markedsdata

Ved værdisætning baseret på observerede markedsdata foretages værdisætningen af et miljøgode på individernes adfærd på markedet for et relateret markedsomsat gode. Metoderne omfatter bl.a. indirekte prissætning ved rejseomkostningsmetoden og den hedoniske metode (f.eks. husprismetoden). Rejseomkostningsmetoden er i Danmark bl.a. anvendt af Dubgaard (1996) i forbindelse med undersøgelser af værdien af Mols Bjerge, medens husprismetoden bl.a. er anvendt af Jordal-Jørgensen (1995) i forbindelse med opgørelse af, de værdier befolkningen tillægger bolignærhed til vindmøller. Husprismetoden er senest anvendt i Hasler et al. (2002) til værdisætning af skovnærhed for byområder. I sidstnævnte baserer værdisætningen sig på rationalet, at den rekreative værdi af et bynært skovområde afspejles i huspriserne. Herved kan den rekreative værdi af skovområder estimeres ved at sammenligne huspriserne i området med priserne på tilsvarende boliger, der ikke har samme adgang til det naturområdet.

Som en metode til opgørelse af miljøomkostningerne baseret på observerede data skal også nævnes statistiske liv. Ret beset er der ikke tale om en egentlig værdisætningsmetode, da den ikke baserer sig på opgørelse af præferencer. Her anvendes sammenhængen mellem forskellige tiltag (f.eks. beskyttelse af

drikkevand mod pesticidforurening) og befolkningens morbiditet til at estimere miljøomkostningerne på grundlag af værdien af et statistisk liv.

Værdisætning med på observerede data har den fordel, at de baserer sig på faktuelle (historisk observerede) markedsforhold, hvorfor de ikke sætter den enkelte respondent i en kunstig skabt valgsituation. De indirekte metoder vil være velegnede, hvis der er et stort element af brugsværdi i godet, og der findes relevante data for tilknyttede markeder. Dette skyldes, at effekterne på tilknyttede markeder relaterer sig til muligheden for konkret anvendelse af miljøgoderne, f.eks. i form af rekreative værdier. Omvendt er de mindre velegnede, hvor f.eks. eksistensværdier er betydende. Ved opgørelse af eksistensværdier er der således kun muligt at anvende de hypotetiske metoder.

Boks 1. Faktaboks om værdisætning - hyppigt anvendte begreber

Begreb	Uddybende forklaring
Værdisætning	Afsløring af enkeltpersoners præferencer for forskellige miljøgoder på en sammenlignelig kvantitativ (monetær) skala.
Hypotetisk værdisætning (også kaldet betinget værdisætning)	Ved hypotetisk (også kaldt betinget) værdisætning opstilles et tænkt (hypotetisk) marked hvor respondenterne bedes om at udtrykke deres betalingsvilje for et miljøgode, f.eks. hvor meget de er villige til at betale over skatten eller for fødevarerne for en given ændring i miljøet. De hypotetiske metoder omfatter både direkte og indirekte opgørelsesmetoder . (se nedenfor). De hypotetiske metoder kan bruges til værdisætning af alle typer miljøgoder; både brugsværdier, options- og eksistensværdier .
Værdisætning med observerede data	Ved værdisætning med observerede data, baseres værdisætningen på observerede markedsdata for goder der er relateret til miljøgodet. Eksempler er afholdte rejseomkostninger eller data for huspriser. Eksistens- og optionsværdier kan ikke opgøres med den observerede metode.
Direkte værdisætning	Med direkte værdisætning menes at værdien af godet udledes direkte. Contingent valuation er et eksempel på en direkte metode, idet respondenterne spørges direkte f.eks. om deres betalingsvilje for at undgå pesticider i drikkevandet. Direkte værdisætning kan også baseres på markedsdata, f.eks. data for jagtleje eller salg af fiskekort.
Indirekte værdisætning	Ved indirekte værdisætningsmetoder udledes præferencerne indirekte fra markedsdata eller med anvendelse af indirekte spørgeteknikker. Markedsdata kan være f.eks. data for transportomkostningerne for et nå et givet naturområde eller fra salg af huse, som kan bruges til indirekte udledning af værdien af f.eks. skove eller andre naturområder som folk rejser til eller bor i nærheden af. Endvidere kan respondenternes præferencer afsløre indirekte ved at de bedes om at rangordne eller vælge mellem forskellige alternativer.
Brugsværdi	Omfatter markedsomsatte værdier, f.eks. træ, fiskerettigheder, jagtleje, samt ikke-markedsomsatte værdier som f.eks. rekreation og æstetiske værdier (f.eks. udsigt.) Indirekte brugsværdier omfatter f.eks. beskyttelse af vandmiljøet.
Optionsværdi og iboende værdier (intrinsic values)	Fremtidige muligheder knyttet til f.eks. rekreative oplevelser, historiske og kulturelle værdier etc.
Eksistensværdier og testamentariske værdier	Værdien af at vide at et miljøgode eksisterer selv om man ikke vil bruge eller opsøge dette gode, f.eks. værdien af at vide at der er en "god" biodiversitet, af at . Eksempelvis viden om at givne arter eksisterer eller at et økosystem er i en god tilstand.

Kilde: Egen tilvirkning baseret på Hasler et al (2002)

Valg af værdisætningsmetode

Der findes ingen overordnede retningslinier for valg af værdisætningsmetode (Bateman et al. 2002). Hvilken metode, der bør foretrækkes, afhænger derfor af den konkrete sammenhæng. I forhold til ændret pesticidanvendelse vil de goder, der påvirkes være mangfoldige, omfattende ændringer i biodiversitet, i landskabets udseende og risiko for humane morbiditetseffekter. De førstnævnte forhold viser, at der kan være væsentlige eksistensværdier

involveret og det peger på at anvende hypotetiske metoder, medens de sidstnævnte forhold har klare brugsaspekter, hvilket trækker i retning af at anbefale anvendelse af observerede markedsdata.

Bateman et al (2002) anbefaler, at der anvendes direkte hypotetiske metoder, når et godes samlede værdi skal opgøres. Tilsvarende anbefaler de, at anvende indirekte hypotetiske metoder som rangordning og choice experiments når enkelte attributter i forbindelse med et gode skal værdisættes. Dette betyder, at hvis de samlede effekter af f.eks. pesticidpolitikken skal værdisættes, så anbefales CV-formatet, mens det tilsvarende anbefales at anvende rangordnings- og valgmetoder, hvis værdien af enkelte dele af politikken skal belyses.

NOAA-panelet², hvor Nobelprismodtagerne Kenneth Arrow and Robert Solow blandt andre deltog, blev nedsat for at vurdere om – og i hvilket omfang - direkte værdisætningsmetoder kunne anvendes til at prissætte vurdere miljøskader i sammenhæng med USA's miljøpolitik. Panelets generelle konklusion er, at denne type metoder kan anvendes, men de pegede på en række forudsætninger, som skal være opfyldt, for at hypotetiske værdisætningsstudier med rimelighed kan siges at opfylde formålet.

Et aspekt er, at empiriske undersøgelser har vist, at der observeret forskelle i værdiestimerne afhængigt af om respondenterne spørges om, hvor meget de skal betales før de er villige til at afstå fra at forbruge et gode (Willingness To Accept), eller om de spørges om, hvor meget de er villige for at betale for at få adgang til at forbruge samme gode (Willingness To Pay). Det kan ikke afklares teoretisk eller empirisk, hvorvidt WTA eller WTP er det korrekte mål for betalingsviljen, men det er væsentligt i relation til konkrete studier, at vurdere hvilken metode som forekommer at være rimelig at bringe i anvendelse. Levy et al. (1995) anfører, at WTP implicit hviler på at respondenter ikke ejer godet og derfor må købe det. Derfor bør WTP benyttes, hvor respondenterne ikke har velbegrundede ejendomsrettigheder til godet. Omvendt bør WTA benyttes, når respondenterne vurderes at have ret til adgangen til godet. I relation til indgreb overfor landbrugets anvendelse af pesticider bør der bruges WTP, hvis udgangspunktet er, at den enkelte landmand har råderet over sin jord og de dertil knyttede miljøgoder, mens der bør benyttes WTA, hvis udgangspunktet er, at almenvellet har ejendomsret over miljøgoderne. I dansk lovgivning er dette et noget uklart område, idet landmænd f.eks. er erstatningsberettigede i ekspropriationssager men ikke ved §3-udpegninger, og derfor må valget af mål for betalingsviljen bero på vurdering for hvert enkelt studie.

I forhold til andre typer survey – som for eksempel direkte og indirekte markedsundersøgelser - adskiller de hypotetiske værdisætningsmetoder sig væsentligst ved, at de goder, som undersøgelsen er rettet imod, typisk er et gode som den enkelte respondent har ringe erfaring med at afveje i forhold til andre goder. Der kræves derfor af respondenterne, at de skal bruge ressourcer på at forholde sig til (egne) præferencer for disse goder i forhold til deres præferencer for andre goder. Selve survey delen af et hypotetisk værdisætningsstudie kan gennemføres på en række måder, som eksempelvis: postomdelte spørgeskemaer, telefon interview, eller personlige interview. Der gennemføres typisk afprøvning i fokusgrupper for at vurdere, hvordan survey materialet udføres bedst muligt. NOAA-panelet anbefaler generelt at anvende personlige interview, navnlig når det gælder komplicerede scenarier

² National Oceanic and Atmospheric Administration

og goder, som respondenter må forventes at have ringe erfaring med. Design af værdisætningsstudier diskuteres nærmere i kapitel 5.

2.4 Litteraturgennemgang

Beskrivelse af værdisætnings-litteraturen

Der er en meget omfattende litteratur om værdisætning af ikke-markedsomsatte goder. En søgning i ECON-Litt³ på "contingent valuation" giver eksempelvis 1.245 fund og det er derfor ikke meningsfyldt at søge at give en samlet oversigt på baggrund af en så stor mængde litteratur. Det er i stedet valgt, at udvælge dele af litteraturen som er rettet mod værdisætning af biodiversitet. Tabel 2.2 giver en oversigt over nogle udvalgte studier, som skønnes at være særlig relevante i forhold til ændret pesticidanvendelse.

Det er karakteristisk for de udvalgte studier, at der er tale om veldefinerede og synlige goder i overensstemmelse med NOAA-panelets anbefalinger. Oversigten viser endvidere, at værdisætning har været anvendt på meget forskellige forhold som relaterer sig til miljø og natur. Dette rækker fra brugsorienterede aspekter, som rekreative værdier og værdien af natur i forskning og udvikling inden for farmakologi, til eksistensværdier for eksempelvis biodiversitet. En række af studierne har fokus på de specifikke metodiske problemer.

I forhold til hvilken typer af gevinster, der kan værdisættes og hvordan, er det ikke umiddelbart muligt at uddrage klare konklusioner på grundlag af den eksisterende litteratur. Det fremgår af tabel 2.2, at værdisætningsstudier i forhold til natur- og miljøkvalitet omfatter flere aspekter, hvilket peger på, at det principielt er muligt at værdisætte snart sagt hvad som helst rækkende fra eksistensværdier til brugsværdier som rekreation og natur som produktionsfaktor.

Tabel 2.2. Udvalgte eksempler på værdisætningsstudier

Emne	Forfatter	Metode ¹⁾	Vare
Skov	Garrod et al., 1996 Macmillan et al., 2001	WTP, CR WTP, WTA	Non-use, biodiversitet Non-use, biodiversitet
Vand	Turner et al., 2000 Mitsch et al., 2000 Stumborg et al., 2001	CV CV WTP	Vådområder Vådområder, Landskab Forurening
Pesticidforbrug	Foster et al., 2000	CR	Human sygdom og fugle
Sundhed	Liu et al., 2000	CV	Mødre og børns sundhed

1) Forklaring af anvendte forkortelser: CV – Contingent Valuation, WTP – Willingness to Pay, WTA – Willingness to Accept, CR – Contingent Ranking.

Oversigt over pesticid-værdisætningsstudier

Den generelle litteraturgennemgang vedrørende økonomisk værdisætning har vist, at der er en betydeligt antal studier inden for dette emneområde, som dels fordeler sig på teoretiske og empiriske analyser af metodemæssig karakter og dels omfatter mere policy orienterede – eller strategiske – analyser omfattende

³ Bibliografi over økonomisk litteratur fra 1969 ff. Svarer til bibliografidelen af Journal of Econometrical Literature.

konkrete cases. Inden for den sidstnævnte gruppe, som er af primær betydning for dette projekt, er der kun et beskedent antal studier, som direkte beskæftiger sig med effekterne af pesticidanvendelse. Denne konklusion fulgte også af arbejdet for Bichel-udvalget udført af Dubgaard et al. (1998), Dubgaard & Østergaard (1999) og Schou & Christensen (1999).

En væsentlig årsag hertil skal nok findes i det forhold, at pesticidanvendelsen medfører en lang række direkte og afledte effekter omfattende de direkte biologiske effekter på målorganismerne og ikke-målorganismer, afledte effekter f.eks. i form af reduceret fødegrundlag for fugle og pattedyr samt risiko for direkte humane påvirkninger af sprøjtepersonel og afledte humane påvirkninger ved pesticidrester i fødevarer, luft eller drikkevand. Dette betyder, at det er vanskeligt at opstille præcist specificerede scenarier for sammenhængen mellem anvendelse (eller reduceret anvendelse) af pesticider og de samlede resulterende ikke-markedsomsatte effekter, uden at disse enten bliver meget komplekse eller meget forsimplede.

Formålet med værdisætningsstudier er dog ikke primært at dække det samlede problemkompleks, hvor to yderpunkter (f.eks. fuld og ingen pesticidanvendelse) sammenlignes. Således er det økonomisk-teoretiske udgangspunkt – som det også er beskrevet tidligere – en værdisætning af marginale ændringer i udbudet af forskellige goder med henblik på at belyse præferencerne for substitution mellem goderne i form af det relative prisforhold. Dette betyder, at udarbejdelse af værdisætningsstudier ikke udelukkes af, at der er tale om komplekse årsags-virkningssammenhænge. Men det understreger betydningen af, at udforme studierne konsistent, således at de grundlæggende forudsætninger vedrørende valg mellem goder opfyldes.

Værdisætningsstudierne vedr. pesticider kan indeles i to grupper: de, der vedrører en samlet reduktion i pesticid**anvendelse** (eller eksponering for pesticider) samt de, der vedrører **effekter** af pesticidanvendelse. I Danmark er der ikke gennemført egentlige værdisætningsstudier i relation til pesticidanvendelsen, og som sådan er området ganske nyt i Danmark. Ej heller i udlandet er der mange eksempler, idet værdisætningsstudier – som førnævnt – typisk fokuserer på værdisætning af enkeltelementer, som forskellige typer af skov, landskabselementer eller vandkvalitet (se f.eks. Garrod & Willis, 1999). Eksemplerne på værdisætning af effekterne af mere komplicerede årsags-virknings kæder, som pesticidanvendelsen repræsenterer, er meget sparsom. Der er således ikke fundet eksempler på værdisætning af **de samlede effekter** af pesticidanvendelse på natur og miljø, medens der er udført et mindre antal contingent valuation studier af betalingsvillighed for restriktioner på pesticidanvendelse i forhold til forbrug af fødevarer, jf. Cropper (1999), Baker (1999), Tsu Tan et al. (1999) og Roosen et al. (1998).

I den anden gruppe vedrørende effekter af pesticidanvendelse er der et forholdsvis nyt studie (Foster et al., 2000). I det følgende gives først en kort gennemgang af de generelle studier, hvor betalingsviljen for reduceret pesticidanvendelsen er værdisat, og derefter følger en gennemgang af metode og resultater for studiet af Foster et al. (*op cit.*).

Studier af reduceret pesticidanvendelse

For at opnå en oversigt over udførte værdisætningsstudier der er rettet mod opgørelse af betalingsvilje for reduceret pesticidanvendelse, er der søgt i databasen Econ Litt på søgeordene "pesticide and valuation" (1 fund), "pesticide and value" (18 fund), "pesticides and valuing" (4 fund), "pesticide

and preference" (4 fund) og "pesticide and ranking" (1 fund). Søgningen gav således i alt 29 fund, hvoraf 3 omtales her. Der henvises til bilag 5 for en udtømmende gennemgang af relevante studier.

Roosen et al. (1998) har udført et studie af forbrugeres betalingsvilje for restriktioner på anvendelsen af insekticider på æbler. Studiet er kun relevant, når det gælder beskrivelsen af de effekter reduceret pesticidanvendelse har på produkterne (æbler). Beskrivelsen blev udført ved et eksperiment, hvor 5 poser æbler med forskellige kvalitet blev præsenteret for respondenterne, og de havde selv lejlighed til at vurdere forskellene. Endvidere blev der givet oplysninger om forskelle i pesticidanvendelse. Anvendt på et begrænset antal respondenter i en eksperimentel situation eller i fokusgruppesammenhæng kan metoden være interessant, dvs. at lade respondenterne se og opleve det område/de områder der skal værdisættes og selv sætte ord på hvad de opfatter som kvalitetsforskelle.

Baker (1999) anvender en rangordningsmetode, hvor hypotetiske ændringer i kvaliteten af spiseæbler som følge af ændret pesticidanvendelse værdisættes. Metoden indebærer, at produkter (æblerne) rangordnes efter negative og positive attributter som kan henføres til pesticidanvendelse. Hvert produkt, dvs. hver æblesort/gruppe, karakteriseres ved grupper af attributter, herunder også priser. Denne form for rangordning ligner den situation forbrugeren står overfor i almindelige indkøbssituationer. Der blev anvendt billeder for at illustrere de attributter der for eksempel omfattede skade på frugten pga. nedsat sprøjtning. Resultaterne viser, at fødevarer sikkerhed er af stor betydning for de interviewede respondenter, men omvendt er der små markeds mæssige beviser på, at respondenterne er villige til at betale markante merpriser for en bedre fødevarer sikkerhed.

Betalingsviljen i Baker (*op cit.*) studie beskrives som funktion af relevante forklarende variable, og det vil derfor være muligt at overføre en benefit funktion. Endvidere er miljøgodet entydigt defineret i form af kvalitetsparametre for kvaliteten af spiseæbler. Population og respondenter er forholdsvis velbeskrevet. Konteksten virker derfor rimelig i en dansk sammenhæng, hvor det er relevant at spørge respondenter om deres rangordning i forhold til forskellige karakteristika ved æblerne. Men vurderet på resultaterne i forhold til danske studier, af f.eks. befolkningens betalingsvilje for økologiske fødevarer (Millock et al., 2002) synes betalingsviljen for pesticidfri produkter noget lavere blandt de amerikanske end de danske forbrugere. Det tyder på, at der bør udvises varsomhed ved benefit transfer. Endvidere er svarprocenten lav i Baker (*op cit.*), nemlig 33 procent, hvilket er negativt. Studiet er imidlertid videnskabeligt dokumenteret i et anerkendt tidsskrift, og teori og metodisk tilgang er velbeskrevet, hvorfor det metodemæssig er relevant.

I Foster et al. (2000) er contingent ranking metoden anvendt til at foretage en økonomisk værdisætning af effekterne på hhv. helbred og biodiversitet ved pesticidanvendelse i hvedeproduktionen i U.K. Resultaterne fra studiet var tiltænkt at skulle understøtte en differentiering af produktprisen enten gennem en mærkningsordning eller ved grønne afgifter. Der arbejdes således med tre forskellige goder (eller attributter) i form af en biodiversitetsindikator (antal truede fuglearter), en helbredsindikator (antal humane sygdomstilfælde pr. år) og en omkostningsindikator (prisen på et hvedebrød), og effekten på disse beregnes for forskellige niveauer for pesticiddanvendelse på grundlag af et antal agronomiske og naturvidenskabelige studier. Selve spørgeundersøgelsen blev foretaget som interview udført af et professionelt markedsundersøgelsesfirma og omfattede samlet 504 respondenter. Materialet var opbygget med en

kort generel introduktion til problemstillingen, hvor en række holdningsmæssige spørgsmål også blev stillet, derefter fulgte contingent ranking øvelsen og sidst blev der spurgt til en række socio-økonomiske forhold.

Helt overordnet viste resultaterne, at der var en betydelig betalingsvilje for reduceret pesticidanvendelse. Endvidere var de relative præferencer mellem humane effekter og antal truede fuglearter således, at forbrugerne var villige til at acceptere 7 til 8 ekstra sygdomstilfælde pr. år, såfremt en ekstra fugleart kunne beskyttes. En væsentlig del af resultaterne bestod i, at teste om de afgivne svar var i overensstemmelse med de grundlæggende forudsætninger for økonomisk forbrugsteori. Resultaterne viste, at 93 procent af respondenterne fejlede på en test en gang, men kun 27 procent fejlede den samme test systematisk og ingen fejlede flere tests systematisk på samme tid. Dette fortolkes af forfatterne således, at der næppe er tale om en systematisk afvigelse mellem de afgivne svar og den økonomiske forbrugsteori, men at der snarere er tale om, at respondenterne til tider finder rangordningen erkendelsesmæssig (kognitivt) vanskelig.

Forfatterne finder således, at contingent ranking metoden er velegnet til værdisætningsstudier af mere komplicerede problemstillinger, som følge af den logiske præsentation af de relevante alternativer. Men de peger samtidigt på, at der er behov for videre forskning samt udarbejdelse af følsomhedsanalyser med hensyn til præsentationen af omkostningerne ved alternativerne.

Beskrivelse af miljøgoderne i værdisætningsstudier

Generelt er det indtrykket, at valg af indikator og metode til beskrivelse af natur- og miljøeffekterne i værdisætningsstudier er noget tilfældig. Et gennemgående træk i den metodisk orienterede litteratur er, at de understreger væsentligheden af, at de goder, der søges værdisat er entydigt og klart defineret. Dette stiller krav til survey design, særligt med hensyn til, hvorledes effekterne på goderne præsenteres. I sammenhæng med værdisætning af pesticidanvendelsens effekter vurderes dette spørgsmål som særligt centralt som følge af effekternes kompleksitet, og i det følgende gives tre eksempler fra litteraturen på opgørelse af biodiversitetseffekter i økonomiske værdisætningsstudier.

Macmillan et al. (2001) søger at vurdere gevinsten ved ændret anvendelse af områder, som benyttes til afgræsning og jagt. Planen er at etablere skov på områder, som hver dækker omkring 80.000 hektar. Metodisk er studiets fremstilling af miljøgevinsterne interessant. Der er ingen systematisk tilgang til at beskrive gevinsterne - eller der er i det mindste ikke redegjort for den. Forfatterne har konsulteret eksperter ("foresters and woodland ecologists") og den planlagte skov er beskrevet ved grafik, fotomanipulation og tekst. Der er ikke redegjort for, om der knytter sig usikkerhed til omfanget eller kvaliteten af de miljøgoder skovområderne forventes at give.

Kealy et al. (1999) omfatter et studie rettet mod biodiversitet i Monroe County i Pennsylvania, US. I denne analyse antages det, at biodiversitet kan måles ved antallet af observerede fugle. I modsætning til Macmillan et al. (2001) er der i Kealy et al. (*op cit*) tale om en strengt formel aggregeringsprocedure til beskrivelse af biodiversitetseffekterne. Der er potentielt S typer af fugle. På et tidspunkt observeres fuglene, og hvis en fugl observeres, tildeles den værdien 1, og hvis den ikke observeres tildeles den værdien 0. På den baggrund dannes en vektor for fuglenes tilstedeværelse ($z_{i1}, \dots, z_{is}, \dots$), hvor værdien for hver fugleart er enten 1 eller 0. Da hver fugleart kan

antage to værdier er der i alt $K = 2^S$ mulige vektorer. En fugl af type s har en overlevelse (V_s), som beskrives ved:

$$V_s (X_{s,t=0}) = \text{Prob}(N_{s,t=T} > N_T)$$

der angiver sandsynligheden for at fuglens bestand vil være større end N_T på tidspunkt T når den er observeret på tidspunkt 0, og der på dette tidspunkt træffes en beslutning $X_{s,t=0}$. Baseret på overlevelsen, kan den forventede biodiversitet opgøres som:

$$\mathbf{E}(\mathbf{D}) = \sum_{s=1, \dots, K} \prod_{s=1, \dots, S} [z_{is} V_s (X_{s,t=0}) + (1 - z_{is}) (1 - V_s (X_{s,t=0}))]$$

hvor \mathbf{E} er forventningsoperatoren og \mathbf{D} er et biodiversitetsindex, dvs. den anvendte proxy for miljøgoderne. Rationalet bag denne beskrivelse er at habitatkarakteristika afspejler sig i arters mulighed for at overleve, hvorfor den forventede værdi af et aggregeret index er en relevant måling af biodiversitet.

Et tredje eksempel på opgørelse af biodiversitet findes i Foster og Murrato (2000), der fokuserer på effekterne af ændret pesticidanvendelse. Her opgøres biodiversitet stort set som i Kealy et al. (1999) ved antallet af truede fuglearter, men her er sammenhængen mellem pesticidanvendelse og truede fuglearter baseret på en simpel statistisk model, som er estimeret ud fra tilgængelige naturvidenskabelige studier.

De tre ovennævnte arbejder er eksempler fra en meget omfattende litteratur. Det er karakteristisk for den publicerede litteratur, at den indeholder mange metodeorienterede bidrag rettet mod usikkerheden ved værdisætning af natur- og miljøgoder. Det er også karakteristisk at disse goder er meget synlige, som det også anbefales i NOAA-panelet, men beskrivelsen af miljøgoderne virker noget tilfældig, idet der sjældent er en struktureret redegørelse for valg af miljøgoder. Desuden er der i meget forskelligt omfang redegjort for modelleringen af effekterne på miljøgoderne, hvilket dog heller ikke altid er nødvendigt.⁴ Betydningen af dette for mulighederne for gennemførelse af værdisætningsstudier af pesticidanvendelsen effekter diskuteres nærmere i delkonklusionerne i kapitel 4.

⁴ Eksempelvis ved værdisætningsstudier af velkendte naturområder eller -typer, vil en beskrivelse af årsags-virknings sammenhængen ikke være relevant.

3 Naturvidenskabelige studier af pesticidanvendelsens effekter

En lang række internationale publikationer dokumenterer at biodiversiteten i agerlandet i Nordeuropa er gået tilbage i løbet af de seneste 30 år. Bl.a. har bekæmpelse af ukrudt utvivlsomt givet et væsentligt bidrag til reduktionen af planteantal og -arter på landbrugsarealer. Anvendelse af pesticider har ikke blot en betydning for biodiversiteten på landbrugsarealerne, men har ligeledes betydning for biodiversiteten og artssammensætningen i grøfter, markskel og naboarealer på grund af afdrift af pesticider ved sprøjtning tæt på skel.

Eksempler på undersøgelser af effekterne på floraen, hvor der er foretaget en kobling til konkret landbrugsdrift, findes bl.a. i danske og udenlandske undersøgelser med sprøjtefri randzoner og anvendelse af reducerede doseringer af pesticider på markarealer. Reducerede doseringer har i flere undersøgelser vist sig at fremme biodiversitet af såvel flora som fauna. Sammenlignende undersøgelser af økologiske og konventionelle bedrifter viser højere flora- og faunadiversitet på økologiske bedrifter, hvilket dog ikke alene kan tilskrives, at der ikke anvendes pesticider i de økologiske marker. Anvendelse af hjælpestoffer påvirker ikke blot naturen på landbrugsarealerne, men vil også kunne påvirke naboarealer utilsigtet, hvis pesticider og gødningsstoffer spredes til markskel direkte eller som følge af vinddrift. Biodiversiteten er som regel størst i markernes randzoner. En række af de gennemgæede studier peger således i retning af, at undladelse af brug af hjælpestoffer i randzonen derfor vil være en godt sted at begynde, såfremt biodiversiteten i agerlandet ønskes øget. Forsøg med ophør af brug af pesticider viste, at dækningsgraden af en række konkurrencesterke ukrudtsarter steg, hvilket ikke er overraskende.

Andre studier, hvor landbrugsdrift og effekter på biodiversitet er sammenkædet, omfatter omlægning af sædskiftearealer til brakarealer. Disse viser, at mange plante og dyrearter, som ikke har forekommet på arealet i større udstrækning, hurtigt spredes til arealerne fra naboarealer. Artsrigdommen afhænger desuden af graden af forstyrrelser af dyr, så som muldvarp og gnaverarter, som medvirker til at fremme floradiversiteten. Floradiversiteten på braklagte arealer er stærkt påvirket af driften af arealerne f.eks. om der foretages slåning, hvilket hindrer frøsætning hos nogle vilde arter, samt om driften muliggør spiring af frø og vækst af planter som spredes til marken fra naboarealer.

Anvendelse af pesticider påvirker forekomsten af ikke-skadevoldende dyrearter. En del insekter fungerer som nyttedyr, idet de enten lever af skadedyr som f.eks. bladlus eller bestøver afgrøderne. Pesticidernes skadelige effekter på dyrepopulationer afhænger af, hvor dyrene befinder sig i tid og rum på sprøjtetidspunktet, og dermed af deres populationsbiologi. F.eks. er leddyr, der lever i afgrøden mere udsatte end leddyr, der er tilknyttet jordoverfladen og de øverste jordlag. Skadelige effekter af pesticider skyldes ofte at mange leddyr lever af ukrudt og svampe og deres fødegrundlag forsvinder ved sprøjtningen. Reduceres et led i fødekæden, går det ud over de efterfølgende led og resulterer i reduceret forekomst af større dyr som f.eks. fugle i agerlandet. Forgiftninger af fugle med pesticider forekommer, når fugle spiser bejdsede frø. Undersøgelser, hvor denne type sammenhænge er

kvantificerede, er kun fundet i meget begrænset omfang i litteraturstudiet. Men omvendt synes der mulighed for at foretage supplerende modelleringer af f.eks. effekterne for udvalgte fugle- og dyrearter, i det omfang der findes generelle studier af sammenhængen mellem fødegrundlag og populationsudvikling.

Ophør med pesticidsprøjtning har således i de fleste undersøgelser vist sig at medføre en øget dækningsgrad af nogle vilde plantearter og en generel forøget biodiversitet. Det er imidlertid vanskeligt at forudsige præcist, hvilke ændringer der vil forekomme på et givet markareal ved pesticid- og/eller gødskningsophør. Ændringerne i artssammensætning er afhængige af en række forhold så som jordens frøbeholdning og mængden af regenerative vegetative stængel og roddele samt muligheden for tilførsel af vilde planter fra naboarealer og markskel i form af frøspredning og vegetativ indvandring. Vegetationen er fundamentet for faunaen og en stigende artsrigdom og planteantal vil som oftest medføre øget faunarigdom og et øget antal dyr, men faunaforøgelsen vil ligeledes afhænge af naboarealernes egenskaber som f.eks. spredningsmuligheder, overvintringsmuligheder og redepladser. Ændres dyrkningspraksis i eksempelvis randzonen opnås i nogle tilfælde en flerfarvet blomstrende vegetation, med et stort insektliv med deraf følgende mulighed for et rigere fugleliv end tidligere. I andre tilfælde opnås en relativ ensartet vegetation bestående af græsser eller høje grønne planter som f.eks. hvidmelet gåsefod (*Chenopodium album*) eller at arealet gror til med nælder (*Urtica urens* / *Urtica dioica*).

Generelt peger det foretagne litteraturstudie ikke overraskende på, at biodiversiteten vil stige og at antallet af dyr og planter i marker vil forøges ved pesticidfri dyrkning. Jo større arealer, der dyrkes pesticidfrit eller med reduceret pesticidanvendelse, jo større effekter på biodiversiteten må der forventes. Men effekterne på biodiversiteten kan ikke forventes at stige lineært proportionalt med f.eks. antallet af km randzone, der dyrkes pesticidfrit. Effekten vil alt andet lige lokalt afhænge af bl.a. jordens frøbeholdning, topografi, jordbundsforhold, forekomst af forskellige biotoper, etc., men samtidigt viser gennemgangen, at det er muligt at opstille generelle "gennemsnitlige" scenarier (eller årsag-/virkningsmodeller) på grundlag af generaliseringer af resultaterne i den foreliggende meget omfattende litteratur. Samtidigt bør det understreges, at der er meget stor forskel i de enkelte studiers strategiske anvendelighed, idet de varierer både med hensyn til hvilke organismer, effekterne er belyst for, samt med hensyn til relevansen af de enkelte forsøgsopsætninger. Et antal studier belyser effekterne på "indikatorarter" (almindeligt kendte dyr og planter) i sammenhæng med driftsændringer af relevans for almindelig landbrugsdrift, og disse vurderes at kunne indgå i integrerede biologiske og økonomiske analyser, som videre kan udgøre grundlag for værdisætningsstudier. Præmisserne herfor diskuteres videre i det følgende kapitel, hvor der konkluderes på de gennemførte litteraturstudier.

Værdisætningsstudie som vedrører pesticidanvendelse i Danmark bør bygge på relevante nutidige undersøgelser om pesticidernes økologiske betydning under danske forhold. Et udvalg af mulige relevante studier i relation til agerlandets biodiversitet er omtalt i tabel 3.1.

Det ses, at mange af undersøgelserne vedrører sammenligning af konventionel og økologisk drift, hvor ophør med pesticidanvendelse kun er en del af de resulterende driftsforskelle. I det omfang effekterne af pesticidanvendelsen kan isoleres i studierne, vil de være særdeles relevante. I modsat fald, er det væsentligt at understrege begrænsningerne i deres anvendelse, såfremt ønsket er at opgøre effekterne af pesticidanvendelse alene. Det bedst anvendelige

danske materiale til værdisætning af pesticidfri dyrkning vedrører forskellige behandlinger af markers randzoner, og dette materiale er derfor brugt som udgangspunkt for projektets pilotstudie.

Tabel 3.1. Danske naturvidenskabelige studier med strategiske relevans til brug for scenarieanalyser og værdisætningsstudier i Danmark.

Emne /Effekt	Sammenligner	Reference
Fugle	Konventionelt /økologisk	Brae et al. (1988)
Vilde planter og dyr	Sprøjtede / usprøjtede randzoner	Hald et. al. (1988)
Vilde planter og dyr	Konventionelt / økologisk	Hald & Reddersen (1990)
Vilde planter og dyr	Sprøjtede / usprøjtede randzoner	Hald et al. (1994)
Vilde planter og dyr	Sprøjtede / usprøjtede randzoner	Hald & Lund (1994)
Fugle	Konventionelt / økologisk	Petersen at al. (1995)
Dyr	Konventionelt / økologisk	Reddersen (1997)
Vilde plante	Årstider for såning af korn	Hald (1999a)
Vilde planter	Konventionelt / økologisk	Hald (1999b)
Vilde planter og dyr	Sprøjtetidspunkt	Elmegaard & Pedersen (2001)
Vilde planter og dyr	Konventionelt / reduceret pesticidanvendelsen	Esbjerg & Petersen (2002)

Da det danske materiale af relevans for beskrivelse af årsags/virkningssammenhænge af pesticidanvendelse således er begrænset, kan det være nødvendigt at underbygge danske resultater med konklusioner fra undersøgelser foretaget i vores nabolande, hvor dyrkningsforhold og –praksis samt artssammensætning af flora og fauna er sammenlignelig. Bilag 1 indeholder et review af danske og udenlandske undersøgelser af effekter af pesticider og pesticidophør på den vilde flora, med det formål at styrke og underbygge projektets generelle konklusioner vedr. mulighederne for gennemførelse af værdisætningsstudier på pesticidområdet.

4 Diskussion og delkonklusion for litteraturdelen

4.1 Grundlaget for at udføre værdisætningsstudier

Den litteraturbaserede analyse viser, at mulighederne for at gennemføre studier, hvor den økonomiske værdi af ændret pesticidanvendelse afdækkes, afhænger af en række forhold, idet særligt viden om årsagsvirkningssammenhænge og den metodisk-praktiske tilgang bestemmer mulighedsrummet. I dette kapitel søges mulighedsrummet for værdisætning af pesticidanvendelsens eksterne effekter afgrænset. Først gives en generel oversigt over de eksterne effekter, som følger af pesticidanvendelse, hvilken type værdier disse påvirker samt hvilke metoder, som kunne anvendes til værdisætning heraf. Dernæst foretages en afgrænsning til pesticidanvendelsens natureffekter, idet mulighederne for at gennemføre værdisætningsstudier af disse diskuteres på grundlag af det eksisterende databehov samt den analytiske tilgang.

I teksten anvendes ikke den mere generelle term "natur- og miljøeffekter", idet værdisætningsstudier må tage deres udgangspunkt i tilstandsbeskrivelser, som igen karakteriseres ved indikatorer. Effekten af en ændring i miljøpåvirkningerne vil i denne terminologi være givet af effekterne på de anvendte indikatorer som repræsenterer miljøgoderne. Dette betyder, at en given ændring i en indikator principielt bør tillægges samme værdi uanset, hvordan ændringen er opstået. I forhold til metodens teoretiske grundlag antages implicit at natureffekten som vare betragtet er uafhængig af, hvordan varen er produceret. Der er dog en række studier som klart indikerer, at dette ikke nødvendigvis er tilfældet, dvs., at en væsentlig del af varens attribut er produktionsmåden. Derfor diskuteres dette aspekt selvstændigt i forbindelse med de konkrete muligheder for gennemførelse af værdisætningsstudier.

4.2 Effekter og værdisætningsmetoder

Som beskrevet i en lang række studier, er effekterne af pesticidanvendelse mangesidet. I denne fremstilling fokuseres alene på de eksterne effekter – dvs. de effekter, som ikke direkte afspejles i produktions- og prisforhold. Dette skyldes, at pesticidanvendelsens produktionseffekter har været genstand for omfattende analyser i Bichel-udvalgets arbejde, medens der i regi heraf ikke var mulighed for at gennemføre en analyse af de eksterne effekter.

Ses der helt generelt på de eksterne effekter af pesticidanvendelsen kan disse inddeles i to grupper: natureffekter og humane effekter. Disse to grupper kan igen inddeles i en lang række konkrete deleffekter, som kan indgå i økonomiske værdisætningsstudier i det omfang der foreligger et naturvidenskabeligt grundlag for at belyse konsekvenserne herpå af ændret pesticidanvendelse.

Ses der på disse effekter fra en økonomisk synsvinkel, er det væsentligt at vurdere, hvorvidt effekterne kan karakteriseres som *use* eller *non-use* goder (herefter oversat til *brugs* eller *ikke-brugs* goder). Denne opdeling er også behandlet i kapitel 2 og vedrører om godets værdi opstår som følge af en reel

anvendelse af godet, f.eks. at man ser flere blomster i markerne, eller om værdien knytter sig til bevistheden om at godet eksisterer uden at det reelt forbruges, f.eks. at man ved, at der er flere blomster i markerne uden reelt at observere dette. I mange tilfælde er der tale om sammensatte goder der er forbundet men både brugs- og ikke-brugsværdier, som det er tilfældet med det nævnte eksempel.

I tabel 4.1 er biodiversitets- og sundhedseffekterne opdelt på brugs og ikke-brugsværdier, ligesom mulige metoder til værdisætning af disse er angivet.

Tabel 4.1. Goder, værdier og værdisætningsmetoder

Gode	Brugsværdi	Ikke-brugsværdi	Værdisætningsmetoder
Sundhedseffekter			
- via fødevarer	Ja	Nej	Hedonisk prissætning Contingent valuation Contingent ranking
- via drikkevand	Ja	Nej	Contingent valuation Contingent ranking
Biodiversitet	Ja	Ja	Contingent valuation Contingent ranking Hedonisk prissætning

Sundhed

Ses der først på sundhedseffekterne er disse opdelt i effekter forårsaget af pesticideksponering via fødevarer og via drikkevand.⁵ For alle typer af eksponering er effekterne karakteriseret ved alene at omfatte brugsværdier. Tilgangen "statistiske liv" er skal indledningsvis omtales, selv om det ret beset ikke er en værdisætningsmetode, da den ikke baserer sig på opgørelse af præferencer. Men den er ofte anvendt til opgørelse af miljøomkostninger, hvor sammenhængen mellem eksponering og f.eks. middellevetid kan estimeres. Tilgangen kan dog være problematisk, idet værdisætningen af "et statistisk liv" på trods af at det er gjort i en lang række studier ofte opfattes som problematisk. I stedet kan sammenhængen mellem eksponering og sundhed indgå i værdisætningsstudier, der baserer sig på hypotetiske markeder, som f.eks. contingent valuation eller contingent ranking, hvor respondenterne direkte spørges om deres betalingsvillighed for at risikoen for sundheden reduceres.

Betalingsvilligheden for at undgå eksponering med pesticider via fødevarer kan også søges fastlagt gennem observeret markedsadfærd. Her anvendes forbrugernes præferencer for at købe fødevarer der hhv. er produceret med og uden brug af pesticider til estimering af betalingsvilligheden for at undgå eksponering med pesticider. Selv om denne metode er hyppigt anvendt og forholdsvis bredt accepteret, er der dog her væsentligt at den komponent af præferencerne der knytter sig til pesticider kan isoleres. Dette kan være et problem, idet f.eks. økologiske varer typisk er forbundet med andre benefits end de, der er forbundet med fravalget af pesticider. Tilgangen er endvidere næppe mulig når det gælder drikkevand, med mindre det opfattes som et reelt alternativ at substituere det samlede drikkevandsforbrug med indkøbt vand på flaske.

⁵ Det kan hævdes, at i forbindelse med sundhedseffekter spiller risikovurderinger en særlig rolle. Hvis et værdisætningsstudie hviler på antagelser om bestemte funktionelle former for nyttefunktionen medfølger typisk en antagelse om hvordan respondenterne oplever usikkerhed. Normalt vil de nyttefunktioner, som implicit ligger bag metoden, reflektere risikoaversion, om end denne ikke kan kvantificeres umiddelbart. Hvis usikkerhedselementet har en stor rolle vil dette kunne estimeres ved korrekt specifikation af nyttefunktionen.

Biodiversitet

Biodiversitetseffekterne adskiller sig grundlæggende fra sundhedseffekterne ved at disse også omfatter ikke-brugsværdier. Det betyder, at kun værdisætningsstudier, der baserer sig på hypotetiske markeder (f.eks. contingent valuation eller contingent ranking) bør indgå i værdisætningsstudier, såfremt både brugs og ikke-brugs værdierne skal indgå i estimerne. Såfremt fokus er på brugsværdier kan disse også tænkes kvantificeret gennem hedoniske studier, hvis det er muligt at indsamle data for f.eks. jagtlejen på landbrugsejendomme, hvor der hhv. anvendes eller ikke anvendes pesticider. Denne tilgang retter sig naturligvis kun mod et afgrænset antal af effekterne ved reduceret pesticidanvendelse, men kan i forskningsmæssig sammenhæng indgå som supplement til undersøgelser baseret på hypotetiske markeder og derved styrke konklusionerne.

4.3 Værdisætning og årsags-virknings sammenhæng

Der er som nævnt et stort antal værdisætningsstudier som er rettet mod at værdisætte meget komplekse miljøgoder som for eksempel biodiversitet eller naturkvalitet (Nunes & van den Bergh, 2001; MacMillan et al., 2001; Garrod & Willis, 1997). Som nævnt er kun et fåtal rettet mod den potentielle gevinst ved nedsat pesticidanvendelse (Foster & Mourrato, 2000; Brethour & Weersink, 2001). Et aspekt som muligvis vil vise sig at være relevant i forbindelse med nedsat pesticidanvendelse er, om respondenterne tillægger nedsat pesticidanvendelse en værdi, medens de ikke tillægger resultatet - det målbart bedre miljø, nogen særlig værdi. Spørgsmålet om respondenter opfattelse af situationen er drøftet i for eksempel Blomquist & Whitehead (1998) og Kealy et al. (1990), men ikke i sammenhæng med ændret pesticidanvendelse.

I forbindelse med værdisætning af biodiversitet har det vist sig, at metoden til at opnå en bestemt ændring spiller en rolle (Viscusi, 1992), lige som informationsformidling har haft betydning (Cavanagh et al., 2000). I forhold til at værdisætte effekterne af nedsat pesticidanvendelse er det derfor muligt, at selv den ændrede anvendelse er en vigtig produktattribut. Studier af risikoperception (Sparks og Shephard 1994; Slovic 1999) indikerer dog, at dette ikke nødvendigvis er tilfældet, da pesticider optræder i gruppen af teknologiske risici, som især opfattes som uønskede, da den enkelte ikke føler nogen form for kontrol. Slovic (1999) karakteriserer endda pesticider som "stigmatiserede", hvilket vil sige at de er uønskede uanset hvilke fordele der kan dokumenteres. For spørgeskemaundersøgelser betyder det, at den samme miljøgevinst vil tillægges forskellig værdi afhængig om oplysninger om pesticidbrug indgår i informationsmaterialet eller ej. Ifald dette er tilfældet, bør værdisætningsstudier designes, således at der tages hensyn hertil, f.eks. ved at teste hvorvidt der reelt kan identificeres en effekt af at medtage "pesticider" i årsagsbeskrivelsen.

I relation til at værdisætning af gevinsten af tiltag på miljø- og naturområdet er det væsentligt at tiltagene er tilstrækkeligt afgrænsede til, at effekterne på de berørte naturgoder er synlige og relativt entydige. Det problem som kan opstå ved mere diffuse projekter er, at respondenter i et hypotetisk værdisætningsstudie angiver forskellige skøn for benefits fordi de opfatter, at samme projekt resulterer i forskellige effekter – dvs. at de ikke har en entydig kognitiv opfattelse af årsags-virkningskæden.

Resultaterne fra gennemgangen af naturvidenskabelige studier af effekterne af pesticidanvendelse har vist, at disse studier typisk er meget partielle, dvs. med forholdsvis snævert definerede forsøgssætninger, som i nogle tilfælde kun

omfatter effekterne af enkeltpesticider på en eller få dyre- eller plantearter. Endvidere er der ofte stor spredning på de registrerede effekter, ligesom der er tilfælde, hvor ensartede forsøg fører til modsatrettede effekter. Der er kun fundet ganske få studier, som belyser effekter af pesticidanvendelse i større skala, og disse kan ikke generelt siges at opfylde de krav om repræsentativitet, som er nødvendige for at opskalere effekterne i en større regional eller national skala.

Ses der tilsvarende på de beskrivelser og indikatorer for effekter, som bruges i den internationale litteratur vedrørende økonomisk værdisætning, er disse karakteriseret ved en meget generel tilgang, f.eks. ved at effekterne beskrives ved antal truede fuglearter, indikatorer for vandkvalitet (f.eks. dårlig, opfylder offentlige kvalitetsmål, badevands-kvalitet), visuelle præsentationer på landskabsniveau, antal forventede sygdomstilfælde, eller ved kombinationer af disse. Endvidere er der et antal eksempler på værdisætningsstudier, hvor respondenterne er blevet interviewet i forbindelse med deres konkrete brug af et givet naturområde.

I alle disse eksempler er der således tale om let forståelige effektbeskrivelser, som sjældent direkte kan relateres til resultaterne af naturvidenskabelige studier. Dermed ikke sagt at resultaterne fra de naturvidenskabelige studier ikke anvendes ved udarbejdelse af spørgematerialet, men der foretages en bearbejdning og generalisering, f.eks. gennem simpel estimation af effekten på fødegrundlag for fugle til antal truede fuglearter eller ved omsætning af kvantitative hydrologiske effekter til mere kvalitative standarder (f.eks. om der er tale om en "fiskevenlig" kvalitet).

Stort set alle værdisætningsstudier er således karakteriseret ved, at der er en klar og synlig forskel på de sammenlignede situationer, hvilket også er i overensstemmelse med NOAA-panelets anbefalinger. Derfor er det i forhold til ændret pesticidanvendelse væsentligt at kunne beskrive konsekvenserne forholdsvis præcist, så der kan knyttes en entydig monetær værdi til natureffekterne.

Dette har afledt, at følgende to spørgsmål er identificeret. For det første, hvilken type beskrivelser af natureffekterne opfylder kravene til et kognitivt entydigt spørgemateriale samtidigt med, at der er en rimelig kobling til de bagvedliggende naturvidenskabelige studier. Og er det overhovedet muligt, at udarbejde dette på det foreliggende grundlag? For det andet, er det nødvendigt, at der er en sådan direkte kobling til bagvedliggende naturvidenskabelige studier, eller er det tilstrækkeligt at få udtrykt præferencerne for generelle indikatorer med forbindelse til pesticidanvendelsens effekter?

I forlængelse heraf er følgende to tilgange opstillet og diskuteret:

Den "ideelle" tilgang. Beskrivelsen af natureffekterne i værdisætningsstudier opfylder kravene til et kognitivt entydigt spørgemateriale samtidigt med, at der er en direkte kobling til de bagvedliggende naturvidenskabelige studier. Der er i projektet arbejdet på, at indkredse hvilke cases (natureffekter og sprøjtestrategier), som dette kan være gældende for, og det er indtrykket, at kravet til gennemførelse af værdisætningsstudier ud fra denne tilgang p.t. kun kan opfyldes for et fåtal af natureffekter og sprøjtestrategier.

Den "pragmatiske" tilgang. Det accepteres, at der indgår et vist skøn i koblingen mellem de natureffekter, der anvendes i spørgematerialet og de bagvedliggende naturvidenskabelige sammenhænge. Der anvendes således

generelle indikatorer, som kan opfattes entydigt af respondenterne (f.eks. antal agerhøns, kvalitet af drikkevand, landskabseffekter), men som ikke nødvendigvis refererer direkte til gennemførte naturvidenskabelige studier. Denne tilgang er hyppigt brugt i eksisterende værdisætningsstudier, og giver mulighed for et bredere anvendelsesområde for værdisætning på pesticidområdet end den første løsningsmodel.

Valget af tilgang til gennemførelse af værdisætningsstudier vil være ganske afgørende for potentialet for dette, idet der kun er forholdsvis få naturvidenskabelige studier, som kan anvendes (stort set) direkte i økonomiske værdisætningsstudier. Endvidere kan det på baggrund af litteraturgennemgangen vedr. værdisætningsstudier konkluderes, at en helt stringent korrespondence mellem naturvidenskabelige studier og det materiale, som indgår i de gennemgængede værdisætningsstudier, meget sjældent forekommer, idet der typisk er sket en videreforarbejdning af de naturvidenskabelige resultater eller at flere forskellige studier er kombineret. Endvidere er der meget få artikler, som beskæftiger sig med denne problemstilling.

Det vil derfor ikke være i modstrid med den eksisterende videnskabelige litteratur på værdisætningsområdet, at benytte den "pragmatiske" tilgang ved fremtidige værdisætningsstudier. En afgørende forudsætning her må dog være, at udarbejdelsen af spørgematerialet – herunder sammenhængen mellem ændret pesticidanvendelse og de resulterende natureffekter – er motiveret ved en faglig diskussion og så vidt muligt baseres på kvantitativt estimerede sammenhænge. Dette vil også give et grundlag for at vurdere, hvordan (og hvorvidt) de konkrete naturgoder kan tilvejebringes i forbindelse med en eventuel konkret politik-beslutning.

5 Værdisætning anvendt i praksis: case studie og benefit transfer

5.1 Case studiet – formål og gennemførelse

Indtil nu har denne rapport omhandlet mulighederne for at gennemføre danske værdisætningsstudier på pesticidområdet, omfattende hvilke metoder og hvilke effekter, der kunne tænkes inddraget i danske studier på området.

I dette kapitel gennemgås metode og resultater fra et empirisk pilotstudie. Målet med dette har været, at opnå praktisk erfaring med udførelse af værdisætningsstudier på pesticidområdet, samt herigennem at kvalificere relevante muligheder og problemer forbundet hermed. Konkret afprøves **contingent ranking** metoden til værdisætning af biodiversitetseffekterne af tre forskellige strategier for etablering af sprøjtefri randzoner. Metoden er valgt, idet den i nyere litteratur er anbefalet til værdisætning af komplekse problemstillinger, hvorunder biodiversitet må siges at høre. Parallelt med værdisætningsstudiet analyseres et udvalg af respondenternes holdninger kvalitativt, idet der særligt fokuseres på, hvorvidt forhold, som er uforenelige med værdisætningsmetodens teorigrundlag (eksempelvis principiel modvilje mod værdisætning af natur) influerer på respondenternes besvarelser.

De enkelte faser i værdisætningsstudiet er vist herunder. Det skal bemærkes, at den præcise arbejdsgang til dels er afhængig af valget af værdisætningsmetode.

- a) Beskrive referencesituationen omfattende relevante miljø- og naturparametre samt økonomisk reference.
- b) Fastlægge og beskrive scenarier og deres natur- og miljøeffekter, samt de økonomiske omkostninger forbundet med gennemførelse af scenarierne.
- c) Udarbejde spørgeskemaer samt afprøvning af disse ved fokusgruppeinterview.
- d) Gennemføre spørgeundersøgelse i fuld skala.
- e) Deskriptiv analyse.
- f) Modelopstilling og estimering af betalingsvilje/præferencer for de enkelte naturgoder.
- g) Kvalitative interviews med henblik på at afdække respondenternes opfattelse af spørgsmålenes præmisser.

Som det fremgår opstilles indledningsvis et antal scenarier. For disse foretages en økonomisk analyse af omkostningerne ved at realisere dem, ligesom deres biodiversitetseffekt analyseres. Resultaterne fra scenarietanalyserne præsenteres i et spørgemateriale, hvor effekter på biodiversitet og økonomiske omkostninger relateres. I spørgematerialet kan både tekst, tabeller, billeder mv. anvendes. Designet af spørgematerialet – herunder præsentationen af biodiversitets-indikatorerne samt de økonomiske omkostninger afprøves i et antal fokusgrupper og bliver tilrettet successivt. Herefter gennemføres fuldskala undersøgelsen på det ønskede antal respondenter, idet scenarierne i den konkrete undersøgelse præsenteres ved personinterview. Hver enkelt respondent bedes udtrykke deres præferencer for de enkelte scenarier gennem en kvalitativ rangordning: hvad er ”bedst”, hvad er ”næstbedst”, osv. Herved

tilvejebringes projektets primære datamateriale, som danner grundlaget for de kvantitative analyser, hvor betalingsviljen for de enkelte naturgoder estimeres.

De fire scenarier som respondenterne bedes rangordne i spørgeundersøgelsen omfatter:

1. Konventionelt dyrket korn (reference)
2. Sprøjtefri randzone i konventionelt dyrket korn
3. Sprøjtefri randzone med udlæg af urter i konventionelt dyrket korn
4. Sprøjtefri randzone med udlæg af urter i ekstensivt dyrket korn

Som mål for omkostningerne ved scenarierne anvendes brødprisen i form af den procentvise stigning i prisen på brød, som nettop opvejer omkostningerne ved at gennemføre de enkelte scenarier. Natureffekterne tænkes således betalt over husholdningsbudgettet. Konsekvenserne af scenarierne er opgjort på grundlag af Hald, A. B. & J. Reddersen (1990); Hald (1994); Hald (1999); Hald et al. (1994) og Hald og Lund (1994), idet resultaterne er viderebearbejdet til at belyse betydningen for dødeligheden hos agerhønekyllinger (mortalitetsraten). I spørgematerialet anvendes antal vilde planter pr. m² og overlevelse for agerhønekyllinger (procent) som naturindikatorer.

Det skal omtales, at både betalingsmåden og naturindikatorerne blev ændret som resultat af fokusgruppeinterviewene. Oprindeligt blev prisen på mel anvendt som betalingsmåde, men denne gav anledning til usikkerhed for respondenterne, primært fordi mel både er et forbrugsgode samt indgår i en række produkter. Derfor blev betalingsmåden ændret til prisen på brød, idet brød i mindre grad indgår i andre produkter. I udgangspunktet blev der endvidere anvendt fire indikatorer for naturgoderne, hvor de to endelige (antal vilde planter og overlevelse for agerhønekyllinger) var suppleret med antal arter af vilde planter og mængde insekt-fuglefødeemner. Naturindikatorerne blev i udgangspunktet også præsenteret ved både gennemsnit og gennemsnit minus spredningen ("minimumsværdi"). Laveste variationsniveau blev brugt som usikkerhedsmål for på en anskuelig måde at indikere risikoen for at natureffekten blev begrænset. Fokusgruppeinterviewene viste, at det primært var gennemsnitsværdierne, der blev brugt ved vurderingerne. Ligeledes skabte antallet af indikatorer usikkerhed, bl.a. om deres indbyrdes fortolkning, hvorfor formatet med to naturindikatorer præsenteret ved gennemsnitsværdier blev valgt. Der blev endvidere efterspurgt en mere omfattende beskrivelse af den historiske udvikling i de valgte naturindikatorer til brug for referencegrundlag, hvorfor rangordningen blev introduceret med en omtale heraf.

Et væsentligt spørgsmål var, hvorvidt ændret **pesticidanvendelse** skulle præsenteres som årsagsfaktor for natureffekterne, jf. konklusionerne fra projektets litteraturanalyser. Overvejelsen skyldes en formodning om, at omtale af pesticider ville fjerne fokus fra natureffekterne. En række undersøgelser har således vist, at pesticider i sig selv opfattes som problematiske og derfor ikke vurderes på grundlag af simpel konsekvens-baseret risikoafvejning men snarere afspejles i mere sammensatte præferencer og/eller lexiografiske præferencer, som medfører en hel eller delvis afvisning af den pågældende teknologi (Schou et al., 2002)⁶. Det blev valgt ikke at omtale pesticider ved præsentationen af de forskellige former for landbrugspraksis. I

⁶ Ved *lexiografiske* præferencer forstås, at et gode har en eller flere egenskaber som betyder, at man enten ikke vil afgive sin adkomst til godet eller omvendt ikke vil modtage mere af det uset prisen. Med andre ord accepteres det ikke, at goder med de pågældende egenskaber indgår i substitution med andre goder.

stedet blev rangordningen suppleret med et efterfølgende spørgsmål for at afdække, i hvilket omfang betalingsviljen blev påvirket, såfremt det blev oplyst at effekterne skyldes ophør med anvendelse af pesticider.

Det endelige spørgemateriale, som er vist i bilag 3, blev anvendt ved personinterview udført af analysefirmaet GALLUP som en del af deres OMNIBUS undersøgelse. Omnibusundersøgelserne udføres hver anden uge som "køkkenbordsinterview", hvor interviewereren opsøger respondenterne på deres privatadresse. Der gives garanti for et mindste antal respondenter – i denne undersøgelse 250 – som er udvalgt efter en række demografiske stratificeringskriterier. Stratificeringen sikrer, at sammensætningen af stikprøven er repræsentativ for den danske befolkning over 15 år.

Tabel 5.1. Det anvendte skema til rangordningsøvelsen

	K20 Nuværende landbrugsdrift	M2 Ændret landbrugsdrift	L18 Ændret landbrugsdrift	P7 Ændret landbrugsdrift
Stigning i prisen på brød	0 procent	5 procent	10 procent	34 procent
Antal vilde planter	26 stk/m ²	43 stk/m ²	36 stk/m ²	92 stk/m ²
Overlevelse for agerhønekyllinger	60 procent	60 procent	70 procent	90 procent
Rangordning (fra 1 til 4)				
Ved ikke				

5.2 Deskriptiv analyse af resultaterne

I dette afsnit gennemgås resultaterne af spørgeundersøgelsen ved en deskriptiv analyse, hvor svarfordelingen på de forskellige spørgsmål gennemgås. Som nævnt er respondenterne udvalgt efter kriterier om repræsentativitet. Datamaterialets fordeling efter region, køn og alder svarer således tæt overens med Danmarks Statistiks opgørelser. Tilsvarende gælder for øvrige demografiske variable som f.eks. uddannelse og husstandsindkomst. Hvad angår tilknytningen til landet, som er udtrykt ved tilhørsforholdet til en by under 3000 indbygger, fremgår det, at ca. 30 procent af respondenterne er bosiddende i på eller nær landet, medens næsten halvdelen (46 procent) har tilknytning dertil gennem deres opvækst.

I tabel 5.2 er respondenternes svar på rangordningen af scenarierne vist. Opgørelsen viser, hvor mange gange det enkelte scenarie har fået rangordningen 1, 2, 3 og 4. Ud af det samlede antal respondenter på 266 har 246 foretaget rangordningen, medens de øvrige 20 enten ikke har kunnet eller ønsket dette. Svarprocenten er således over 90 hvilket er særdeles højt sammenlignet med både danske og udenlandske erfaringer.

Tabel 5.2. Fordelingen af scoringerne for de enkelte scenarier

Scenarie /Antal scoringer	1. prioritet	2. prioritet	3. prioritet	4. prioritet
K20: Nuværende landbrugsdrift	30	21	55	134
M2: Sprøjtetfri randzone	67	93	79	5
L18: Sprøjtetfri randzone med udlæg af urter	86	100	49	8
P7: Sprøjtetfri randzone med udlæg af urter i ekstensivt dyrket mark	63	28	57	92
Har foretaget rangordningen delvis	0	4	4	6

Det ses, at den nuværende landbrugsdrift har fået 1. prioritet i 30 tilfælde svarende til 12 procent, medens den har fået laveste prioritet i 134 tilfælde svarende til 55 procent. Den sprøjtetfri randzone med udlæg af urter er den driftsform, som har modtaget flest scoringer som 1. prioritet (35 procent). Det er også denne driftsform, som har den laveste vægtede gennemsnitlige score – dvs. højeste prioritet - på 1,9 efterfulgt af M2 (2,1), P7 (2,7) og K20 (3,22). Den deskriptive analyse viser således, at den sprøjtetfri randzone med urter prioriteres som den form for ændret landbrugsdrift, hvor natureffekterne står bedst mål med omkostningerne ved at opnå disse.

Som opfølgning på rangordningsøvelsen blev betydningen af at omtale pesticider som årsagsfaktor inddraget, idet respondenterne blev spurgt: "**Ved de ændringer i landbrugsdriften, som vi har præsenteret Dem for, skyldes natureffekterne nedsat pesticidforbrug i markkanterne. Hvis man helt ophører med at anvende pesticider i korndyrkningen, vil man opnå omtrent de samme natureffekter som ved den sidste type landbrugsdrift (P7 i skemaet), men brødprisen vil stige yderligere med 18 procent. Er De villig til at betale en samlet merpris på brød på 52 procent for helt at undgå pesticider i kornproduktionen?**". Hertil svarede 41 procent "ja" og 50 procent "nej", medens de resterende svarede "ved ikke".

Med henblik på, at belyse sammenhængen mellem de afgivne svar i rangordningsøvelsen og ønsket om at undgå pesticider i kornproduktionen, er der i tabel 5.3 vist en krydstabulering mellem den foretrukne landbrugspraksis i rangordningen og svaret på pesticidspørgsmålet.

Tabel 5.3. Krydstabulering mellem 1. prioritet i rangordningen og ønsket om at undgå pesticider i kornproduktionen (antal respondenter)

Scenarie med 1. prioritet	Er De villig til at betale en merpris på 52 procent på brød for helt at undgå pesticider i kornproduktionen?		
	Ja	Nej	Ved ikke
K20: Nuværende landbrugsdrift	5	22	3
M2: Sprøjtetfri randzone	14	48	5
L18: Sprøjtetfri randzone med udlæg af urter	36	47	3
P7: Sprøjtetfri randzone med udlæg af urter i ekstensivt dyrket mark	49	7	7
Ved ikke	5	9	6

Uanset valget af første prioritet i rangordningsøvelsen findes der respondenter, som er villige til at betale den angivne merpris for ophør med pesticidanvendelse i kornproduktionen. Ikke overraskende ses der en tydelig

forskel, idet der blandt de, der har valgt nuværende landbrugspraksis som første prioritet i rangordningsøvelsen, kun er 5 (17 procent) som er villige til at betale merprisen, medens det er 78 procent for de, der har valgt scenariet med den største natureffekt (P7).

Det er således tydeligt, at introduktionen af pesticider som årsagsfaktor påvirker en stor del af respondenterne i retning af øget betalingsvilje. Og dette er uanset at respondenterne oplyses om, at natureffekterne ikke ændres i forhold til de, der blev vist for det mest vidtgående scenarie (P7). Endvidere fremgår det klart, at hovedparten af de, der skifter prioritering tilhører den gruppe der havde den højeste betalingsvilje i rangordningsøvelsen. Dette hænger nok sammen med, at den marginal (ekstra) betaling ved at ændre prioriteringen er mindst for denne gruppe.

Som opfølgning på spørgsmålene vedr. prioritering, blev respondenterne spurgt om de havde fundet det svært af foretage rangordningen, samt, såfremt de ikke havde foretaget rangordningen, hvad årsagen var dertil. Resultaterne heraf er vist i tabel 5.4.

Ca. 43 procent af respondenterne fandt det vanskeligt at foretage rangordningen. For de, der ikke har foretaget rangordningen er hovedårsagen vanskeligheder med at forholde sig til rangordningen, medens kun 2 reelt ikke ønskede at deltage.

Efter rangordningen og de opfølgende spørgsmål, blev respondenterne bedt om at tage stilling til en række udsagn med relation til natur og landbrug. Formålet hermed, er at afdække sammenhængen mellem respondenterne generelle holdninger og deres prioritering af scenarierne. Desuden vil det også styrke grundlaget for at udvælge personer til de opfølgende kvalitative personinterviews.

Tabel 5.4. Respondenterne oplevelse af rangordningsøvelsen

	Antal	Procent
<i>Fandt De det svært af vælge mellem de forskellige typer landbrugsdrift?</i>		
Ja	114	42,9
Nej	145	54,5
Ved ikke	7	2,6
<i>Hvad var årsagen til at De ikke har foretaget rangordningen?</i>		
Jeg kunne ikke forholde mig til valgmulighederne	12	60,0
Jeg ønsker ikke at foretage rangordningen	2	10,0
Andet	6	30,0

I tabel 5.5 er resultaterne vist. Udsagn 1 og 2 har til formål at belyse respondenternes generelle miljøprofil. Seksoghalvtreds procent af respondenterne var uenige i udsagnet om, at landbruget i dag drives på en miljø- og naturmæssig forsvarlig måde, medens 46 procent mener, at landbruget skal omlægges til økologisk produktion.

De følgende tre udsagn vedrørte finansieringen af mere natur. Næsten 80 procent var enige i, at der skal bruges offentlige midler på natur- og miljøbeskyttelse, ligesom 88 procent ville betale mere for deres fødevarer, hvis det var til gavn for naturen. Der var en større deling vedrørende spørgsmålet: "landmanden bør betale for gode levevilkår for vilde dyr og planter i kornmarkerne", idet 58 procent var enige og 37 procent uenige.

De sidste to udsagn omhandlede respondenternes opfattelse af kornmarker som natur. Til udsagn 6: "jeg betragter ikke kornmarker som rigtig natur" var 60 procent uenige, ligesom 74 procent tilkendegav, at kornmarker har stor betydning for deres naturoplevelser.

Tabel 5.5. Respondenternes generelle holdninger til natur og landbrug, svarfordeling i procent

	Meget enig	Enig	Uenig	Meget uenig	Ved ikke
1. Jeg mener, at dansk landbrug i dag overvejende drives på en miljø- og naturmæssig forsvarlig måde	7,1	32,0	42,9	12,8	5,3
2. Jeg mener, at landbruget bør omlægges til økologisk produktion	13,9	32,3	39,8	9,4	4,5
3. Jeg mener, at der skal bruges offentlige midler på miljø- og naturbeskyttelse	25,2	52,6	13,2	4,5	4,5
4. Jeg vil gerne betale mere for mine fødevarer, hvis det er til gavn for naturen	24,8	63,2	6,4	2,6	3,0
5. Jeg mener, at landmanden bør betale for gode levevilkår for vilde dyr og planter i kornmarkerne	9,4	48,9	30,1	6,8	4,9
6. Jeg betragter <u>ikke</u> kornmarker som rigtig natur	9,8	27,1	47,0	13,2	3,0
7. De dyrkede marker har stor betydning for mine naturoplevelser	22,9	51,1	19,9	1,9	4,1

Svarene på de opfølgende udsagn viser to væsentlige aspekter:

1. der er en udbredt accept af tanken om, at betale for naturforbedringer gennem fødevarerpriserne;
2. naturen i kornmarkerne og dermed landbrugets omdriftsarealer spiller en stor rolle for respondenternes naturopfattelse.

Dette er særdeles væsentligt for validiteten af svarene på rangordningen, idet det indikerer, at respondenterne forholder sig til landbrugsarealet som *natur* – eller levested for naturens dyr og planter – samt at de accepterer tanken om, at ændringer i fødevarerpriserne kan finansiere naturforbedringer. Det er to afgørende præmisser for, at rangordningen udføres meningsfuldt, og jf. svarafgivelsen til udsagnene, er der en udbredt accept af disse blandt respondenterne. Den udbredte accept af tankegangen bag undersøgelsen understreges også at den meget høje svarprocent.

5.3 Model for estimering af betalingsvilje samt resultater

Formålet med at supplere den deskriptive analyse med en mere teoretisk funderet økonometrisk analyse er først og fremmest at estimere betalingsviljen for forbedret natur. Det er i sig selv et formål at finde sådan et skøn og det er nødvendigt, hvis resultaterne af denne type undersøgelse skal indgå i en cost-benefit analyse.

Valg af statistisk model

Den økonometriske tilgang adskiller sig fra den deskriptive, idet den økonometriske tilgang har et ret præcist teorigrundlag. Ved contingent ranking skal respondenterne vælge mellem forskellige diskrete muligheder og den økonometriske model skal vælges så det er muligt at analysere denne type data. I forbindelse med brug af contingent ranking metoden anvendes den såkaldte "random utility" model som det teoretiske grundlag. En af de første anvendelser af denne model er Beggs' et al. (1981) analyse af efterspørgslen efter el-biler. Det væsentligste problem som knytter sig til at vurdere el-bilers potentiale er, at der ikke i markedet findes produkter hvis karakteristika minder tilstrækkeligt meget om el-bilers karakteristika. I studiet af el-biler løste man dette ved at beskrive en række forskellige el-biler gennem produktattributter og bede respondenterne om at rangordne mulighederne.

Miljøgoder behandles i denne type analyse som private goder og i nærværende studie er attributterne antallet af vilde planter, agerhønekyllingers overlevelse og omkostningerne i form af stigende brødpris. "Random utility" modellen knytter den enkelte respondents forventede nytte til produktattributter og når en respondent foretrækker en mulighed frem for en anden er det fordi den førstnævnte giver den størst mulige forventede nytte.

"Random utility" modellen bygger på en række antagelser hvor navnlig to har betydning for fortolkningen af resultaterne. Den første væsentlige antagelse er, at respondenternes præferencer for de forskellige muligheder forudsættes at kunne beskrives ved en nyttefunktion som angiver den enkelte respondents nyttegevinst som funktion af produktattributtens niveau, omkostninger og socioøkonomisk karakteristika. I langt de fleste anvendelser antages, at nyttefunktionen er en simpel lineær kombination af produktattributter og omkostninger. Den anden væsentlige antagelse knytter sig til det stokastiske element som modellen tilføjes. Den valgte indirekte nyttefunktion skal opfattes som en forsimplende approksimation for en sand indirekte nyttefunktion og den økonometriske model skal derfor tilføjes et stokastisk element for at tage højde for, at en statistisk model kan afvige fra det faktiske udfald.

Modellen vil altså sige noget om sandsynligheden for at en respondent vælger en mulighed frem for en anden. Det analytisk set simpleste valg er at antage at fordelingen af de stokastiske elementer følger en *Gumpel* fordeling. Ulempen herved er at det så må forudsættes at forholdet mellem sandsynlighederne for at vælge to muligheder er uafhængig af niveauet for attributterne i de andre muligheder (benævnt IIA: Independence of Irrelevant Alternatives-antagelsen).

Antagelsen vedrørende de stokastiske elementers fordeling har betydning for, hvorledes respondenternes svar kan anvendes i den økonometriske analyse. I denne analyse er der fire scenarier med forskellige produktattributter og den enkelte respondent har rangordnet alle fire muligheder. Den ene mulighed er at fokusere på at én mulighed er foretrukket frem for de andre muligheder – også kaldet Most Preferred Alternative (MPA-metoden). Den anden mulighed er at benytte hele den information som den samlede rangordning indeholder. Estimerne for betalingsvilje afhænger af om den ene eller den anden fortolkning vælges, og det er på sin vis mest relevant at bruge den fuld rangordning, da denne indeholder mest information. I langt de fleste studier har det dog vist sig at være problematisk at benytte den fulde rangordning idet IIA-antagelsen ikke er opfyldt, hvorfor der meget hyppigt fokuseres på den mest foretrukne mulighed (MPA-metoden).

Estimationsresultater

I nærværende studie er et valgt at estimere en lineær nyttefunktion, som viser betalingsviljen for flere vilde planter og forbedret overlevelse for agerhøns. Der er gennemført en række tests af forskellige modelspecifikationer mm. som er beskrevet nærmere i bilag B. Estimationerne viser, at respondenterne taget under et er villige til at acceptere en prisstigning på 0,57 kr pr. brød for at få forøget agerhønekyllingers overlevelse med 10 pct.. Tilsvarende vil respondenterne acceptere en prisstigning på 0.07 kr pr. brød for at øge antallet af vilde planter med 10 procent fra 26 til 28.6.

Estimerne er signifikante, men det kan ikke umiddelbart sluttes, at de estimerede værdier kan lægges til grund for aggregering og direkte anvendelse i forbindelse med vedtagelse af miljøpolitiske tiltag på området, bl.a. fordi der er tale om et pilotstudie med forholdsvis få respondenter (250), hvilket har

betydning for resultaternes repræsentativitet. Dette er grundigt drøftet i den publicerede litteratur på området. En anden type vurdering er at sammenligne med andre resultater, og i tabel 5.6 er resultatet anført sammen med resultater fra publicerede studier, der er rettet mod miljømæssige forhold og som benytter samme type metode (rangordning).

Tabel 5.6. Sammenligning med andre studier

	Variabel			Kommentar
Haerner et al. (2001)	Elge	CVM CR	\$85 \$4	Fra 1 elg per 2-3 jagtdage til 1-2 elge per jagtdag.
Garrod et al. (1998)	Naturkvalitet	CR	£0.10	Betaling per husholdning for bedre 1 pct. færre kabler etc. land kanaler.
Foster et al. (2000)	Sygdom Biodiversitet	CR-MPA	£ 1,75 £ 13,50	Reduktion af 1 sygdomstilfælde. Undgå tab af en fugleart
Denne undersøgelse	Agerhønekyllinger Antal planter	CR-MPA	Kr. 0.57 Kr. 0.07	Stigning på 10 pct. i overlevelse. Stigning på 10 pct.

I forhold til den skønnede betalingsvilje skal opmærksomheden henledes på studiet af Haerner et al. (2001). Her skønnes over betalingsviljen for forbedrede jagtmuligheder og hvis man bruger contingent valuation er værdien \$85 mens den er \$4 når det er et contingent ranking studie som ligger til grund. Den store forskel peger på at det er et åbent spørgsmål, om resultaterne fra nærværende studies kan anvendes til at skønne betalingsviljen til brug for miljøpolitiske beslutninger.

Med hensyn til biodiversitet anfører Foster og Murrato (2000), at deres estimater forekommer at være i overensstemmelse med andre studier på området, men den skønnede betalingsvilje ligger temmelig meget over den betaling som kan observeres i forbindelse med frivillige betalinger til naturbeskyttelse. Med hensyn til den i nærværende studie skønnede betalingsvilje er denne opgjort pr. brød, og der er tale om naturgevinster som ikke kan sammenlignes med naturgevinsterne i de andre studier. Derfor er det ikke umiddelbart muligt at vurdere validitet resultaternes størrelsesordner gennem sammenligning.

Eksempel på C/B analyse

Med henblik på at få en indikation af de velfærdsøkonomiske resultat ved etablering af sprøjtefri randzoner, kan de fundne benefit-priser sammenlignes med den tabte jordrente. Beregningen tager udgangspunktet i etablering af sprøjtefri randzoner på 10 procent af arealet med kornmarker i omdrift – dvs. svarende til det forsøgsdesign, som ligger til grund for spørgeskemaet. Reduktionen i velfærdsøkonomisk jordrente er opgjort til omkring kr. 1.600 kr pr. ha sprøjtefri randzone for den foretrukne strategi (sprøjtefri randzone med udlæg), hvilket tillige giver en stigning i overlevelsen for agerhøns på 10 procentpoint og 10 procentpoint flere vilde planter pr. m² sammenlignet med referencen.

Med de estimerede skøn, svarer en stigning på 10 procentpoint for miljøgoderne til, at der accepteres en øget brødpris på 1,22 kr svarende til 8,1 pct. En families årlige udgift til brød og kager udgør kr. 3.025 kr, og den maksimale betalingsvilje kan derfor beregnes til 245 kr pr. år. Dette er et overskantskøn fordi kager indgår og fordi der må forventes en (svag) nedgang i forbruget af brød hvis priserne stiger. Såfremt der aggregeres efter antallet af familier i Danmark, som er på omtrent 2.8 millioner, svarer det til en samlet betalingsvilje på ca. 686 millioner kr. Denne gevinst skal holdes over for en landsdækkende implementering af sprøjtefri randzoner med udlæg, svarende til 10 pct. af det samlede kornareal på 1,5 millioner ha. Herved er den samlede årlige omkostning i størrelsesordenen 240 millioner kr.

Det skal understreges, at regneeksemplet skal ses som en demonstration af anvendelsen af resultater fra værdisætningsstudier, og at det er forbundet med stor usikkerhed samt noget restriktive forudsætninger. Derfor bør det ikke indgå i generelle vurderinger uden nærmere analyse.

5.4 Resultater fra opfølgende interview

Den kvalitative interviewundersøgelse skal bruges til at komme et skridt dybere end en spørgeskemaundersøgelse og belyse de holdninger, som de af Gallup interviewede personer, giver udtryk for. Overordnet er det ønsket at undersøge, hvorvidt værdisætningsstudiets præmisser kolliderer med den måde, interviewpersonerne fortolker og reagerer på det, de bliver spurgt om, og i givet fald på hvilke måder. En uddybende beskrivelse af den kvalitative interviewundersøgelse findes i bilag D.

Der er af ressourcemæssige årsager kun et lille antal kvalitative interviews til rådighed for undersøgelsen (5 i alt). Disse skal derfor bruges til at dække så mange "kvaliteter" som muligt. Dvs. at udvælgelseskriteriet helt overordnet er variation - variation på demografiske variable som køn, alder, familieforhold, uddannelse, erhverv, indkomst og geografisk beliggenhed og variation i de holdninger som Gallup undersøgelsen afdækker. Hver interviewperson skal således dække en række af de nævnte kvaliteter. Alle interviews er foretaget efter samme interviewguide. Guiden er bygget op over temaerne holdninger og handlinger/erfaringer i relation til natur, holdninger og handlinger i relation til landbruget, holdninger og handlinger i relation til miljø og kommentarer til Gallup-besvarelsen i nævnte rækkefølge. Se bilag 5 for en beskrivelse af udvælgelseskriterier, udvalgte interviewpersoner, interviewguide og resultater.

Interviewene handlede langt overvejende om forholdet til natur, fødevarer, landbrug og miljø i den interviewedes hverdagsliv. Da mennesker er forskellige - og da de udvalgte interviewede var tilstræbt forskellige - viste der sig naturligvis også at være meget forskellige relationer til emnerne blandt de interviewede. Kun en enkelt af de interviewede oplever emnerne som sammenhængende. For de øvrige udgør natur, mad, landbrug og miljø adskilte elementer i livet, som de forholder sig til på mange forskellige måder. Derfor er den kontekst som den enkelte respondent besvarer Gallup spørgsmålene ud fra vidt forskellig, som de følgende to eksempler illustrerer:

En kvinde, som er meget bevidst om sit fødevalg og om sundhed i bred forstand, ser kritisk på sine egne forbrugsvalg i dette lys. Hun har meget få penge (på SU) og vil gerne købe økologisk, men gør det kun i begrænset omfang. Derfor svarer hun - i et forsøg på at være ærlig - at den nuværende landbrugsdrift stemmer bedst overens med hvad hun kan betale. Da hun kort efter bliver spurgt om hun vil betale 52% mere for helt at undgå pesticider i kornet, siger hun "ja" - det er det hun ønsker. Hun springer altså fra at svare som forbruger til at svare som borger, og som forbruger "dømmer" hun sig selv i forhold til sine idealer.

En mand med egen virksomhed afgiver den stik modsatte rangordning. Han prioriterer altså den dyreste model højest og så fremdeles. Han siger også ja til at ville betale 52% mere for at få kornet pesticidfrit. Denne mand køber (og spiser) væsentlig færre økologiske produkter end førnævnte kvinde. Prisen på fødevarer er for ham ligegyldig. Han har råd til at betale, hvad det skal være. Han køber det han har lyst til, og det han synes er kvalitet. Det er nogen gange økologisk, men langt fra altid. Han svarer som forbruger, men afspejler ikke reelt sine handlinger. Han svarer som han ønsker at se sig selv som forbruger.

Der er således ikke nogen umiddelbar sammenhæng mellem udtrykt betalingsvilje og faktiske handlinger. Relationen mellem holdning og handling er kompleks, og man kan f.eks. ikke trække 20% eller 50% fra den udtrykte betalingsvilje og så nå frem til den reelle.

Problematikken om hvorvidt respondenter forholder sig som forbruger eller borger er kendt fra andre undersøgelser og sås allerede under fokusgruppeinterviewene. Ved fokusgruppeinterviewene var det tydeligt, at der var to måder at argumentere for sin rangordning, nemlig enten, som stående ved køledisken i supermarkedet, eller som borger med ønsker for fremtidens fødevarerproduktion. Samme distinktion går igen i enkeltpersoninterviewene – endda inden for det enkelte interview. En af værdisætningsteoriens præmisser er imidlertid at respondenterne skal forholde sig som forbruger (her hypotetisk forbruger) og vi har i designet af spørgeskemaet søgt at styre respondenterne i denne retning. Alligevel må man konkludere at det ikke kan lade sig gøre at "tvinge" alle respondenter til at svare i overensstemmelse med præmisserne. Den enkelte respondent svarer heller ikke altid konsistent som enten forbruger eller borger.

De interviewede kan godt huske situationen, hvor de blev interviewet af en person fra Gallup, og at der var en seance i interviewet, der handlede om natur og landbrug. Ingen af de interviewede er i stand til at gengive, hvad det handlede om. Den mest oplyste (hvad fødevarer, natur og miljø angår) af de interviewede, sagde uopfordret, at der var for meget baggrundsinformation, og at det i hvert fald ingen forskel gjorde, for hun kunne ikke kapere det i situationen. Ingen af de interviewede har gjort sig nogen tanker i interviewsituationen om hvad ændringerne i landbrugsdriften handler om eller kunne handle om. Dvs. at det efterfølgende spørgsmål om betalingsviljen for at undgå pesticider reelt er ny information. En af de interviewede har følt sig vældigt provokeret af at det næste emne efter værdisætningsspørgsmålene handlede om cigaretmærker.

Flere af de interviewede har på baggrund af den forudgående samtale om natur, mad, landbrug og miljø og især deres egne handlinger ønsket at ændre deres svarafgivelse. Derimod har ingen af de interviewede givet udtryk for en principiel modvilje mod at afveje biodiversitet over for omkostninger, altså modvilje mod økonomisk værdisætning af natur.

Resultaterne af spørgeskemaundersøgelsen fremstår således som et konglomerat af betalingsvilje og politiske ønsker, af respondentens selvbillede og vurdering af egne handlinger. Derfor kan resultaterne af det konkrete værdisætningsstudie for pesticider set på baggrund af enkeltpersoninterviewene ikke tolkes som et entydigt udtryk for danskernes betalingsvilje for at reducere pesticidforbruget.

Metodisk kan der konkluderes, at det i en spørgeskemaundersøgelse er problematisk at præsentere mere komplekst materiale end det her foreliggende. De fleste detaljer går allerede, som det foreligger, hen over hovedet på respondenterne, men de forstår hovedbudskabet: "hvis vi betaler noget mere for vores fødevarer, bliver der bedre forhold for planter og dyr" og de anerkender/respekterer denne sammenhæng. Dette relaterer sig dog til den her præsenterede kontekst, og kan ikke automatisk forventes at gælde for andre cases. Metodisk kan det endvidere konkluderes, at det ikke – i det mindste i denne undersøgelse - er muligt at sikre sig præmissen betalingsvilje under budgetrestriktion konsekvent opfyldt, idet respondenterne skifter imellem rollen som "udøvende forbruger" og "politisk borger". Når svarene

afgives som borger, forholder respondenter sig slet ikke til tanken om budgetrestriktion, men også når respondenter svarer som forbrugere blander idealiserede forestillinger eller kritiske bedømmelser af egne gerninger sig ind i den foretagne rangordning.

5.5 Benefit transfer – anvendelse af andre studier

I policysammenhænge kan det være af stor betydning, at udnytte resultaterne fra eksisterende studier til vurdering af potentielle benefits i nye områder. Denne form for overførsler kaldes "benefit transfer", og kan indgå i cost-benefit og omkostningseffektivitets analyser og derved bidrage til grundlaget for beslutninger om naturforvaltningsprojekter og lignende.

Ved benefit transfer af resultater eller estimerede funktioner vil der som regel opstå en vis grad af overførselsfejl, sammenlignet med et originalt casestudie. Hvor store overførselsfejl som accepteres må afgøres indenfor hvert enkelt projekt, afhængigt af projektets omfang, betydning, omkostninger mv., og der kan ikke gives generelle retningslinjer.

Der kan dog opstilles en række generelle krav til de originale studier som der overføres fra - de såkaldte **studieprojekter** - og til de projekter som det overføres til - de såkaldte **policyprojekter** - og til den kontekst disse projekter omhandler:

- Data skal være adækvate
- Metoderne og modelleringsteknikkerne skal være korrekte i den sammenhæng de anvendes

Kontrol af om disse krav er opfyldt i studieprojekterne kan foretages ved at anvende peer reviewede studier, som er publiceret i internationalt anerkendte tidsskrifter eller bøger. Endvidere gælder det, at det gode, der værdisættes, skal være entydigt og detaljeret beskrevet. Dvs. at væsentlige socioøkonomiske karakteristika ved området og miljøkvaliteten skal være beskrevet, fx:

- miljøkvalitet, evt. ændringer heri, skala, evt. tidshorisont, substitutter,
- andre områdekarakteristika af betydning hvis det er et stedsbundet gode der undersøges,
- befolkningsforhold og respondentgrupper.

I litteraturen anbefales det endvidere at overføre egentligt benefit funktioner, og ikke benefit resultater (priser), da overførsel af funktioner sikrer overførsel af så meget information som muligt om miljøkvalitet, områdekarakteristika, socioøkonomiske forhold, etc. på en konsistent måde. Dog giver litteraturen ikke entydige anvisninger på, hvilke metoder der er bedst, da overførsel af benefit funktionen ikke kun sikrer et højt informationsniveau men også er data- og tidskrævende. Erfaringerne viser desuden væsentligheden af, at konteksten for det udførte studieprojekt skal være beskrevet så præcist som muligt med hensyn til både forudsætninger, data og metoder såfremt resultaterne senere skal kunne indgå i benefit transfer til andre områder.

Ved benefit transfer er det således særdeles vigtigt, at vurdere om studie- og policyprojekterne kan siges at være inden for de samme kontekster eller om det er væsentlige forhold som tilsiger, at betalingsviljen og præferencerne vil være forskellige mellem områder eller over tid. Litteraturen viser, at dette særlig gælder, hvis der skal overføres mellem befolkningsgrupper, f.eks. mellem lande, eller over tid. Her spiller socioøkonomiske forhold, politisk klima og kulturelle forhold, som påvirker de præferencer som respondenterne udtrykker, en stor rolle. Varierer disse meget mellem områder eller over tid

kan benefit transfer være behæftet med store fejl. For så vidt angår pesticider er der oplagt, at præferencerne overfor virkningerne af pesticidanvendelsen kan ændre sig over tid, f.eks. på grund af opståede hændelser med påvirkning af grund- og overfladevand, eller ved oplysninger til offentligheden om særlige sundhedsaspekter. Tilsvarende er det oplagt, at præferencerne for rent vand, biodiversitet eller fødevarer produceret uden pesticider varierer mellem befolkningsgrupper og områder afhængig af bl.a. substitutter, indtægtsniveau etc.

I det case, som er analyseret i projektet, er det især svært at beskrive natureffekterne entydigt som kriterierne foreskriver. Problemet er, at den samme ændring i pesticidanvendelsen kan give vidt forskellige effekter ved forskellige lokaliteter, og vil kunne variere med jordtyper, afgrøder, klima, dyrkningshistorie, naboarealer etc. I det omfang man kan tage udgangspunkt i natureffekter, der er rimelig generelle, og som optræder med stor sandsynlighed er det rimeligt at opstille generelle (eller repræsentative) årsags-virkningsforhold som kan anvendes i værdisætningsstudier. Dermed kan de også anvendes til benefit transfer, fordi effekterne ikke er stedbundet men udtryk for en gennemsnitlig generel effekt. Eksempler på denne form for effekter er beregninger for antallet af vilde planter, fuglefødeemner, sandsynligheden for at agerhønekyllinger vil overleve etc. Lignende forhold vil også optræde ved værdisætning af andre former for effekter af pesticidanvendelse og det understreger betydningen af, at de biologiske eller andre effekter, der indgår i studieprojektet er rimeligt sammenlignelige med de, der indgår i policystudiet.

Kravene om sammenlignelighed mellem policy- og studieprojekterne vedrører således både den biologiske og socioøkonomiske kontekst. Endvidere peger anbefalinger i litteraturen på, at rangordningsmetoder og andre metoder, der indebærer valg og et højt informationsniveau, er bedre egnet til benefit transfer end andre metoder, f.eks. contingent valuation. Det foreligger dog ikke entydige resultater, og tests af benefit transfer mellem både områder og befolkningsgrupper kan derfor give mere viden herom. Særlig overførsel mellem befolkningsgrupper har været problematiseret i litteraturen.

Der er udført nogle få udenlandske studier der værdisætter ændringer i pesticidanvendelsen. Studierne omfatter hovedsageligt opgørelse af betalingsvilje for produkter der er behandlet/ikke behandlet med pesticider, men der findes også få eksempler på opgørelse af værdien ved ændret pesticidanvendelse på natur og miljø. Disse studier opfylder kravene om adækvate data og metoder, idet de er videnskabeligt publicerede, men der er meget som tyder på, at de kontekster disse studier indgår i – f.eks. holdninger til produktkvalitet, til sundhed og natureffekter, kan være forskellige fra danske forhold med hensyn til befolkningens præferencer og holdninger. Det skyldes også, at de miljøforhold der er forbundet med effekter af pesticidtilførsel er forskellige – f.eks. er der forskelle i anvendelsen af grund- og overfladevand til drikkevand.

Der kan således ikke gives entydige anbefalinger på om benefit transfer er muligt eller forsvarligt, men spørgsmålet om sikkerheden ved benefit transfer fra udenlandske studier til danske forhold bør omhandle mere end blot en konstatering af om overførsel er teknisk mulig. Konteksten for studie- og policyprojekterne må også vurderes. Det betyder, at studierne skal vurderes både med hensyn til årsags/virkningssammenhænge (bl.a. midler, mængder, arealer mv.) samt forskelle i holdningen til pesticider som produktionsinput. For at komme videre i denne vurdering kan der anvendes tests for overførselsfejl når man overfører fra udenlandske studier til danske forhold.

En form for test er at udføre det samme studie i to lande, og sammenligne om de estimerede modeller og parameterværdierne er samstemmende. Sådanne tests kan foretages, men er endnu ikke foretaget på danske forhold.

6 Konklusioner på projektets empiriske del

6.1 Case studiets opbygning

Det gennemførte casestudie har omhandlet værdisætning af miljøgoderne i form af biodiversitetseffekterne ved etablering og drift af forskellige typer sprøjtefri randzoner i kornmarker. Da de betragtede miljøgoder ikke omsættes på et marked, og der ikke findes parallelle markeder, hvorfra prisestimer for goderne kan aflæses, er det været nødvendigt at anvende en af de såkaldte hypotetiske værdisætningsmetoder. Her bedes et antal repræsentativt udvalgte respondenter om at foretage valg på et hypotetisk marked for miljøgoderne, og på grundlag af resultaterne søges de ønskede priser estimeret.

Ved værdisætning med hypotetiske metoder er der tre faser, som er nødvendige at analysere. Først skal det ønskede policy-spørgsmål formuleres. Dette omfatter klarlægning af, hvilke miljøgoder, der er væsentlige i analysen samt en vurdering af, hvorvidt der kan tilvejebringes generelle og rimeligt sikre naturvidenskabelige estimater for effekten på biodiversitetsindikatorer med direkte tilknytning til miljøgoderne. Her er det nødvendigt at foretage en afvejning mellem ønsket om naturvidenskabelig præcision og nødvendigheden af, at respondenterne (ikke-eksperter) kan forholde sig meningsfuldt og med en vis genkendelse til de valgte indikatorer. Dette kan fordrer, som i dette case, at der foretages supplerende analyser på grunddata med henblik på at vise effekten af ændringer i flora og insekter på almindeligt kendte fugle eller pattedyr. Her er en tværfaglig diskussion væsentlig for på den ene side, at klarlægge rammerne for fortolkning og videre analyse af de naturvidenskabelige problemstillinger, og på den anden side tilvejebringe et anvendeligt input for de samfundsvidenskabelige analyser.

Den anden fase omfatter valg af værdisætningsmetode, udformning af spørgemateriale samt gennemførelse af spørgeundersøgelsen. Dette har til formål at tilvejebringe det primære datamateriale, som estimationen af prisestimerne baseres på. Design af spørgematerialet vil typisk forløbe som en iterativ proces, hvor der dels er et samarbejde om beregning og præsentation af de valgte indikatorer for miljøgoderne, herunder introduktionstekst og evt. opfølgende spørgsmål, og dels sker en afprøvning af spørgematerialet i fokusgrupper med en efterfølgende tilretning. Design og afprøvning af spørgematerialet er væsentligt med henblik på at minimere risikoen for fortolkningsfejl samt for at sikre, at respondenterne opfatter spørgeskemaet i den rette kontekst. Eksempler herpå fra det gennemførte case er, at usikkerheden på biodiversitetsindikatorerne var vist i det oprindelige oplæg til spørgeskema i form af gennemsnits og minimumsværdier. Fokusgruppe-interviewene viste, at denne information stort set ikke blev anvendt og heller ikke signalerede større troværdighed for respondenterne, hvorfor minimumsværdierne blev udeladt i det endelige spørgeskema.

Den tredje fase i et værdisætningsstudie er analyse af de indsamlede data samt afdækning af statistisk usikkerhed og fortolkningsusikkerhed. Et væsentligt spørgsmål i denne sammenhæng er betydningen af at omtale **pesticider** som årsagsfaktor blev omtalt. Det viste sig, at 41 procent af respondenterne var

villige til at øge deres betalingsvilje, blot de blev oplyst at biodiversitetseffekterne skyldes ændret pesticidanvendelse, medens 50 procent ikke ændrede deres betalingsvilje. Og dette var uanset at respondenterne oplyses om, at natureffekterne ikke ændres i forhold til de, der tidligere var vist. Baggrunden for dette skift i prioriteringerne vurderes som væsentligt at analysere nærmere i fremtidige danske studier vedr. præferencer for ændret pesticidanvendelse.

Efter de egentlige spørgsmål vedr. afvejning mellem natur og økonomi, blev respondenterne bedt om at tage stilling til en række udsagn med relation til natur og landbrug. Desuden blev der foretaget et mindre antal kvalitative interviews. Begge dele sigtede på, at afdække sammenhængen mellem respondenternes generelle holdninger og deres prioritering af scenarierne, samt at belyse evt. uoverensstemmelser mellem de grundlæggende præmisser for estimering af betalingsvilje ud fra spørgeundersøgelser og respondenternes aktuelle præmisser for svarafgivelsen.

6.2 Diskussion af erfaringerne

Svarene på de opfølgende udsagn i spørgeskemaet viser to væsentlige aspekter. For det første er der en udbredt accept af tanken om, at betale for naturforbedringer gennem fødevarerpriserne, og for det andet tillægges naturen i kornmarkerne og dermed landbrugets omdriftsarealer en stor rolle for respondenternes naturopfattelse. Dette er særdeles væsentligt for validiteten af svarene på rangordningen, idet de indikerer, at respondenterne forholder sig til landbrugsarealet som *natur* – eller levested for naturens dyr og planter – samt at de accepterer tanken om, at ændringer i fødevarerpriserne kan finansiere naturforbedringer. Dette er to afgørende præmisser for, at rangordningen udføres meningsfuldt, og jf. svarafgivelsen til udsagnene, er der en udbredt accept af disse blandt respondenterne. Den udbredte accept af tankegangen bag undersøgelsen indikeres også af den høje svarprocent.

Omvendt viser de opfølgende personinterview af 5 udvalgte respondenter, at til trods for den generelle accept af afvejningen mellem miljøgoder og økonomisk indtjening lægges denne idé ikke stringent til grund for de foretagne rangordninger. Således forholder respondenterne sig ikke systematisk til præmissen om at de handler under en budgetrestriktion, idet respondenterne har vanskeligt ved at skelne mellem rollen "udøvende forbruger" eller "politisk borger". Således afspejler visse af svarene en egentlig forbrugertilgang, dvs. hvor budgetrestriktionen delvist accepteres, medens andre baserer deres valg ud fra idealiserede forestillinger om sig selv, dvs. hvad man synes man burde gøre og ikke hvad man økonomisk har mulighed for at gøre.

Dette er et kendt problem i værdisætningslitteraturen vedrørende hypotetiske markeder og udgør et væsentligt usikkerhedsmoment ved fortolkningen af resultaterne – eller rettere de egentligt værdiestimater – fra studiet. I den økonomiske litteratur fører dokumentationen af problemet til to modsatrettede konklusioner. Den første, som kan betegnes teoretikernes fortolkning, er, at muligheden for at estimere præferencer for miljøgoder empirisk baseret på hypotetiske markeder forkastes. Den anden, som kan betegnes praktikkernes fortolkning, er, at der naturligvis er stor usikkerhed ved at tilvejebringe empiriske estimater for betalingsvilje for miljøgoder, men den indsigt der opnås ved at gennemføre studier og kunne anvende resultaterne i policy-analyse bør anerkendes og udnyttes (Carson et al., 2001).

Der skal ikke her drages en endelig konklusion, men det skal understreges, at uanset hvilken man hælder til, vil en konstruktiv diskussion på grundlag af samarbejde om udarbejdelse af konkrete værdisætningsstudier tilvejebringe et styrket grundlag for at vurdere hvorvidt – og i givet fald under hvilke begrænsninger – resultaterne fra værdisætningsstudier baseret på hypotetiske markeder kan indgå i fremtidige policy-analyser. Endvidere skal det erindres, at formålet med værdisætningsstudier ikke alene er at tilvejebringe "priser", men at aspekter som at strukturere policy-diskussionen, afdække respondenternes holdninger (kvalitativt) samt at fremme forståelsen af behovet for eksplicit afvejning mellem miljøgoder og andre goder er væsentligt resultater. Sidstnævnte kunne også tale for, at en øget fokus på værdisætningsstudier i Danmark vil øge forståelsen af præmisserne herfor og derved reducere problemerne med at forholde sig til værdisætningsstudiernes kontekst.

Såfremt resultaterne fra værdisætningsstudier skal indgå i policy-analyser (såkaldt benefit transfer), er der en række konkrete forbehold, som bør tages i betragtning. Det er således vigtigt, at vurdere om studie- og policyprojekterne kan siges at være inde for samme kontekst eller om der er væsentlige forhold som tilsiger, at betalingsviljen og præferencerne vil være forskellige mellem områder eller over tid. Litteraturen viser, at dette særlig kan være et problem, hvis der skal overføres mellem befolkningsgrupper, f.eks. mellem lande eller over tid. Her spiller socioøkonomiske forhold, politisk klima og kulturelle forhold, som påvirker de præferencer som respondenterne udtrykker, en stor rolle. Varierer disse meget mellem områder eller over tid kan benefit transfer være behæftet med væsentlige fejl.

I studier vedr. biodiversitet er det især vanskeligt at beskrive natureffekterne entydigt, idet den samme reduktion i pesticidanvendelsen kan give vidt forskellige effekter på forskellige lokaliteter. For det gennemførte case studie er de data, som de naturvidenskabelige undersøgelser bygger på, alle indhentet under forholdsvis gunstige forhold med hensyn til naturindholdet. Det vil sige på veldrænede jorde med en afgrøde, hvor der ikke gjort yderlige tiltag for at reducere de vilde planter og med en randzone, der ligger syd eller vest for et evt. hegn. Det betyder, at de vilde planter har haft mulighed for at udfolde sig, men også er holdt i ave af en afgrøde. Da resultaterne baserer sig på en række landsdækkende forsøg er de gyldige ved udlæg mod tørre naturarealer som hede, overdrev, stengærde, jorddige og vejkanter, medens de ikke umiddelbart kan overføres til sprøjtefri randzoner langs fugtige biotoper som f.eks. vandløb, hvor vækstpotentialet er større.

I det omfang man kan tage udgangspunkt i natureffekter, der er rimelig generelle, og som kan optræde med en stor sandsynlighed - og som kan beskrives med sandsynligheder – er det rimeligt at opstille generelle (eller repræsentative) årsags-virkningsforhold som kan anvendes i værdisætningsstudier. Dermed kan de også anvendes til benefit transfer, fordi effekterne ikke er stedbundet men udtryk for en generel effekt. Men det understreger betydningen af, at de årsags/virkningssammenhænge og den socio-økonomisk kontekst, der indgår i studieprojektet, er rimeligt sammenlignelige med de, der indgår i policystudiet.

7 Konklusioner og anbefalinger

Det overordnede formål med projektet har været, at belyse, om økonomisk værdisætning er muligt og fagligt forsvarligt til opgørelse af pesticidanvendelsens ikke-markedsomsatte effekter på natur og miljø i Danmark. Resultaterne af arbejdet gennemgås her opdelt på generelle konklusioner samt anbefalinger for videre arbejde. Sidstnævnte omfatter diskussion af valg af værdisætningsmetode, muligheder for årsags/virkningsbeskrivelser, design af spørgeskema, data og statistisk behandling, samt praktisk policy-anvendelse og benefit transfer.

7.1 Generelle konklusioner

Den internationale litteratur vedrørende økonomisk værdisætning er meget omfattende, men når det kommer til studier, hvor effekter af pesticidanvendelse indgår, er der kun gennemført ganske få. Værdisætningsstudier kan bidrage til det miljøpolitiske beslutningsgrundlag ved at der fastsættes en konsistent størrelsesorden for værdien af forskellige naturgoder baseret på en fælles monetær skala. Derved er det muligt dels at sammenligne effekterne på forskellige miljøgoder indbyrdes, og dels at sammenholde effekten på miljøgoderne med effekterne på markedsomsatte goder. Dette giver grundlag for at foretage cost-benefit og omkostningseffektivitets-analyser, og kan desuden bidrage til fastsættelse af grønne afgifter og prispolitikker. Emdvidere vil selve deltagelsen i et værdisætningsstudie have betydning for for respondenterne, idet de opnår et øget kendskab til afvejningsproblemerne mellem miljøgoder og omkostninger. Det kan således siges, at gennemførelse af værdisætningsstudier både giver et bidrag til beslutningsprocessen og til befolkningens kendskab til miljøpolitikens prioriteringsgrundlag.

Sammenfattende kan det konkluderes, at det på det foreliggende grundlag er muligt at gennemføre danske værdisætningsstudier af pesticidanvendelsens effekter. Men der er behov for videre arbejde på området med henblik på at vurdere, om det er muligt at tilvejebringe resultater, som meningsfuldt kan indgå i det politiske beslutningsgrundlag. Dette skyldes især to forhold. For det første er effekterne af pesticidanvendelse komplekse og sammensatte og dermed vanskelige at beskrive for lægfolk, så de kan indgå i økonomisk rationelle (hypotetiske) valgsituationer. Dette er et velkendt metodisk problem, som det er muligt at arbejde videre med empirisk, bl.a. ved at afprøve forskellige spørgeformater, interviewformer, mm. For det andet indikerer det gennemførte case-studie, at respondenterne har vanskeligt ved at skelne mellem rollen udøvende forbruger eller politisk borger, samt at deres prioriteringer blev påvirkede af, om "pesticider" blev omtalt som årsagsfaktor. Dette peger på, at det er væsentligt at analysere, hvorvidt præmisserne for de afgivne svar er i overensstemmelse med økonomisk teoris forudsætninger for at estimere betalingsvilje.

7.2 Anbefalinger

I forlængelse af de generelle konklusioner skal følgende anbefalinger trækkes frem:

Hypotetiske vs. observerede markeder

I forbindelse med værdisætningsstudier skelnes generelt mellem om data er tilvejebragt gennem hypotetiske eller observerede markeder. Data for hypotetiske markeder indsamles ved at præsenteres respondenterne for hypotetiske valgstationer, hvor effekter og omkostninger er beskrevet (contingent ranking metoden), eller respondenterne bedes om at udtrykke deres betalingsvilje for at realisere eller undgå givne effekter (contingent valuation metoden). Som følge af de hypotetiske valgstationer kan alle effekter principielt indgå, ligesom både brugs og ikke-brugs effekter kan kvantificeres. De hypotetiske metoder har en række metodiske problemer knyttet til sig, som er omtalt i forbindelse med case studiet (kapitel 5 og 6). Observeret markedsadfærd kan anvendes, hvor der findes relevante relationer mellem pesticidanvendelse og eksisterende markeder. Eksempler herpå kunne være efterspørgsel efter varer, der er produceret med og uden pesticider, og forskelle i jagtlejen mellem bedrifter med og uden sprøjtefri randzoner. En begrænsning ved at basere undersøgelserne på observeret markedsadfærd er, at de kun kan anvendes til at kvantificere brugseffekter. Kombineret anvendelse af hypotetiske og observerede markedsdata kan generelt anbefales med henblik på at få et grundlag for at vurdere den metodiske usikkerhed på værdiestimatene.

Årsags/virkningsbeskrivelser

Værdisætning af biodiversitetseffekter kræver en beskrivelse af relevante indikatorer for den effekt, som ønskes værdisat. Ses der på det danske naturvidenskabelige grundlag for at tilvejebringe indikatorer ud fra årsags/virkningsbeskrivelser, synes det at være forholdsvis beskedent. Kriterier for de naturvidenskabelige studier er, at de skal være aktuelle og afspejle pesticidernes økologiske betydning under danske forhold. I det omfang effekterne af pesticidanvendelsen kan isoleres fra studierne vil de være særdeles relevante. I modsat fald er det væsentligt at understrege begrænsningerne i deres anvendelse, såfremt ønsket er at opgøre effekterne af pesticidanvendelse alene. Der fordres ikke nødvendigvis et strengt naturvidenskabeligt grundlag for at gennemføre værdisætningsstudier, idet en lang række internationale værdisætningsstudier kun sporadisk eller slet ikke omfatter en kvantitativ årsags/virkningsbeskrivelse. Hvorvidt dette fordres er et spørgsmål om, hvorvidt de tiltag som fører til de værdisatte effekter, ønskes afspejlet i spørgeskemaet, ligesom det vil have betydning ved evt. konkret implementering i miljøpolitikken.

Design af spørgeskema

Design af spørgeskema er helt centralt for kvaliteten af værdisætningsundersøgelser, hvor der anvendes hypotetiske metoder. Dette skyldes, at de primære data tilvejebringes ved at et repræsentativt antal respondenter besvarer et spørgeskema eller interviewes. I det gennemførte case fungerede spørgematerialet godt, idet der blev opnået en høj svarprocent, og respondenterne generelt accepterede afvejningen mellem biodiversitet og forbrugsmuligheder. Der er dog et konkret behov for analyser af, hvorledes respondenter forstår og associerer til de forholdsvis abstrakte indikatorer for eksempelvis biodiversitetsændringer med henblik på at kunne forbedre spørgeskemadesign fremover. Endvidere er betalingsformatet, dvs. den måde hvorpå respondenterne præsenteres for omkostningerne ved deres valg, meget væsentligt. Betydningen både af valg af indikatorer og betalingsformat anbefales generelt testet både i fokusgrupper i forbindelse med design af spørgemateriale samt ved gennemførelse af fuldskalaundersøgelsen. Ligeledes skal det testes, hvorvidt omtale af "pesticider" påvirker svarafgivelsen.

Data og statistisk behandling

I den internationale litteratur foreligger der et stort antal studier omhandlende den statistiske behandling af datamaterialet i værdisætningsstudier ved økonometrisk analyse. Denne omfatter test af forskellige forklaringsmodeller samt test for en lang række statistiske og metodiske forhold. Generelt viser litteraturen, at der i mange tilfælde er metodisk usikkerhed på resultaterne af værdisætningsstudier, hvilket bl.a. afspejles af, at samme problemstilling kan føre til meget forskellige resultater, såfremt forskellige metoder anvendes, bl.a. afhængigt af spørgeformat og interviewform. Dette viser, at hvor den opnåede erfaring ved gennemførelse af værdisætningsstudier er relevant, kan værdiestimerne (priserne) være problematiske grundet metodisk usikkerhed. Dette understreger også betydningen af så vidt muligt at belyse den ønskede problemstilling fra flere metodiske vinkler, eksempelvis ved anvendelse af forskellige data og værdisætningsmetoder og sammenligning til internationale erfaringer.

Praktisk policy-anvendelse og benefit transfer

Anbefalingerne for praktisk anvendelse af resultaterne fra værdisætningsstudier er, at dette skal gøres med stor forsigtighed grundet den metodiske usikkerhed forbundet med værdiestimerne. Usikkerhed er kendt fra alt empirisk forskning og er i sig selv ikke afgørende for resultatets forskningsmæssige kvalitet. Men det har betydning for resultaternes generaliserbarhed i praktisk policy-analyse. Aspekter der særligt skal overvejes i den forbindelse er, om forudsætningerne for værdisætningsstudiet – både de naturvidenskabelige og de samfundsvidenskabelige – er forenelige med den situation som ønskes belyst. Dette må betragtes som særligt væsentligt for studier der vedrører pesticider, hvor der er store forskelle i anvendelse, effekter og holdninger nationalt og internationalt. Derfor anbefales det ved benefit transfer – dvs. anvendelse af resultater fra et værdisætningsstudie til analyser på et parallelt område - så vidt muligt at overføre benefitfunktionen og derefter parametrisere med data for det konkrete case. Herved fås maksimal informationsoverførsel, men denne tilgang kan være lige så ressourcekrævende, som at gennemføre et selvstændigt værdisætningsstudie i den relevante policy-kontekst, hvorfor denne mulighed også skal overvejes. Sidst kan der være problemstillinger, hvor værdisætning ikke er den bedst egnede, f.eks. i forbindelse med unikke miljøgoder, og hvor andre metoder til at afsløre præferencer derfor skal overvejes.

Referencer

- Bateman I.J., R.T. Carson, B. Day, M. Hanemann, N. Hanley, T. Hett, M. Jones-Lee, G. Loomes, S. Mourato, E. Özdemiroglu, D.W Pearce, R. Sugden & J. Swansson (2002) *Economic valuation with Stated preference techniques. A manual.* Edward Elgar.
- Beggs, S., Cardell, S., Hausman, J., 1981, Assessing the Potential Demand for Electric Cars, *Journal of Econometrics*, 16, pp.1-19.
- Baker, G. (1999) Consumer Preferences for Food Safety Attributes in Fresh Apples: Market Segments, Consumer Characteristics, and Marketing Opportunities. *Journal of Agricultural and Resource Economics*, 24(1),80-97.
- Blomquist, G.C. & J.C. Whitehead. 1998. Resource ***Quality Information and Validity of Willingness to Pay in Contingent Valuation.*** *Resource and Energy Economics*, 20(2), 179-96.
- Braae, N., H. Nøhr, B. S. Petersen, & Ornis Consult ApS. 1988. Fuglefaunaen på konventionelle og økologiske landbrug. sammenlignende undersøgelser af fuglefaunaen, herunder virkningen af bekæmpelsesmidler. 102. Miljøstyrelsen, Miljøministeriet. Miljøprojekt.
- Brethpur, C. & A. Weersink. 2001. An economic evaluation of the environmental benefits from pesticide reduction. Paper presented at the OECD conference on The Economics of Pesticide Risk Reductions, Copenhagen, November 2001.
- Carson, R. T. & N. E. Flores & Meade, N. F. 2001. Contingent Valuation: Controversies and Evidence, *Environmental and Resource Economics*, vol. 19. pp. 173-210.
- Cavanagh, N., T. McDaniels, L. Axelrod & P. Slovic. 2000. Perceived ecological risks to environments from selected forest industry activities. *Forest Science* 46(3): 344-355.
- Christensen, T & J.S. Schou. 1999. Oversigt over økonomiske analyser af pesticidanvendelsen. SJFI-Working Paper no. 6/99, Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut, April 1999, p. 52.
- Cropper, M. 1999. Valuing environmental benefits: Selected essays. *New Horizons in Environmental Economics.* Cheltenham, U.K. and Northampton, Mass.: Elgar; distributed by American International Distribution Corporation, Williston, Vt.
- Dubgaard, A., M.F. Kallesør, M.L. Petersen, J. Ladenburg. 2001. Velfærdsøkonomisk beregning vedrørende flersidige costs og benefits ved det gennemførte naturgenopretningsprojekt i Skjernå-dalen. Udredning for Wilhjelmudvalget, Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole, November 2001.
- Dubgaard, A. & V. Østergaard. 1999. Værdisætning af pesticideksternatliteter – Biodiversitet, Institut for Økonomi, Skov og Landskab, Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole.

- Dubgaard, A., J., Christensen og V. Østergaard. 1998. Økonomisk værdisætning. Institut for Økonomi, Skov og Landskab, Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole.
- Elmegaard, N. & Pedersen M.B. 2001. Flora and Fauna in Roundup Tolerant Fodder Beet Fields. 349, 5-39. Ministry of Environment and Energy. National Environmental Research Institute. NERI Technical Report.
- Energistyrelsen. 2001. Omkostninger ved CO₂-reduktion for udvalgte tiltag. Entomol. Exp. Appl. 36: 23-30.
- Esbjerg & Petersen. 2002. Effects of reduced pesticide use on the flora and fauna in agricultural fields. Pesticide research no. 58. Danisk Environmental Protection Agency.
- Foster, V. & S. Mourato. 2000. Valuing the Multiple Impacts of Pesticide Use in the UK: A Contingent Ranking Approach. Journal of Agricultural Economics; 51(1).
- Freeman, A.M. (1993) The measurement of Environmental and Resource Values, Theory and Methods. Resources for the Future, Washington
- Garrod, G D og K.G. Willis. 1997. The Non-Use Benefits of Enhancing Forest Biodiversity: A Contingent Ranking Study. Ecological Economics, vol. 21(1), pp. 45-61.
- Garrod, G. & K.G. Willis. 1999. Economic Valuation of the Environment. Methods and Case studies. Edward Elgar.
- Garrod, G. og K. Willis, 1998, Using Contingent Ranking to Estimate the Loss of Amenity Value for Inland Waterways from Public Utility Service Structures. Environmental and Resource Economics, vol. 12 (2), pp. 241-247.
- Haener, M K; Boxall, P C; Adamowicz, W L, Modeling Recreation Site Choice: Do Hypothetical Choices Reflect Actual Behavior? American Journal of Agricultural Economics, vol. 83, no. 3, August 2001, pp. 629-42.
- Hald, A. B. & J. Reddersen. 1990. Fugleføde i kornmarker - insekter og vilde planter. 125, 1-108. Miljøstyrelsen, Miljøministeriet. Miljøprojekt.
- Hald, A. B. 1994. Comparison of different management techniques for crop margins in relation to wild plants (weeds) and arthropods. BCPC monograph no. 58: Field margins: integrating agriculture and conservation 58: 301-306.
- Hald, A. B. 1999. Weed vegetation (wild flora) of long established organic versus conventional cereal fields in Denmark. Annals of Applied Biology 134: 307-314.
- Hald, A. B., J. Reddersen, & H. Elbek-Pedersen. 1994. Sprøjtefri randzoner i sædskiftemarker. 6. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen.
- Hasler, B.; C.K. Damgaard, E.H. Erichsen, J.J. Jørgensen & H.E. Kristoffersen. 2002. De rekreative værdier af skov, sø og naturgenopretning - værdisætning af naturgoder med husprismetoden. AKF Forlaget, København.

- Kealy, M., M. Montgomery & J.F. Dovidio. 1990. Reliability and Predictive Validity of Contingent Values: Does the nature of the Good matter? *Journal of Environmental Economics and Management* 19(3), 244-63.
- Macmillan D.G., E. Duff & D.A. Elston. 2001. Modelling the Non-market Environmental Costs and benefits of Biodiversity projects Using Contingent Valuation Data. *Environmental and Resource Economics* 18(4), 391-410.
- Millock, K., L.G.Hansen, M. Wier & L.M. Andersen (2002): Willingness to pay for organic foods: a comparison between survey data and panel data from Denmark". Paper presented at the 2nd World Conference on Environmental and Resource Economics, California. June 2002. Kan downloades fra: <http://www.akf.dk/organicfoods/conference/willingness.pdf>
- Mourato, S. E. Ozdemiroglu & V. Foster .2000. Evaluating Health and Environmental Impacts of Pesticide Use: Implications for the Design of Ecolables and Pesticide Taxes. *Journal of Environmental Science and Technology*, 34, no. 8, pp. 1456-1461.
- Møller & Christensen, 2001. Miljøindikatorer. Faglig rapport fra DMU nr. ??, 2001.
- Møller, F. 1996. Værdisætning af miljøgoder. Jurist- og Økonomforbundets Forlag.
- Møller, F., S.P. Andersen, P. Grau, H. Huusum, T. Madsen, J. Nielsen & L. Strandmark. 2000. Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter. Miljø- og Energiministeriet.
- Nunes, P.A.L.D. & J.C.J.M. van den Bergh. 2001. Economic valuation of biodiversity: sense or nonsense? *Ecological Economics* 39 (2001) 203-222.
- Pearce, D.W. & T. Seccombe-Hett. 2000. Economic Valuation and Environmental Decision-Making in Europe. *Environmental Science and Technology*, 24, pp. 1419-1425.
- Petersen, B. S., K. Falk, & K. D. Bjerre. 1995. Yellowhammer Studies on Organic and Conventional Farms - Comparative Analyses of Clutch Size, Nestling Growth and Foraging Behaviour in Relation to Pesticide Sprayings. 15, 1-79. Copenhagen, Denmark, Ministry of Environment and Energy - Danish Environmental Protection Agency. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen.
- Roosen, J. et al. 1998. Consumers' Valuation of Insecticide Use Restrictions: An Application to Apples. *Journal of Agricultural and Resource Economics*, 23(2), 367-84.
- Schou, J.S. & T. Christensen. 2001. Analyser af landbrugets pesticidanvendelse. I: P. Andersen, J. Birk Mortensen & H. Ørsted Nielsen (red.): Bæredygtighed, økonomi og velfærd. Det strategiske miljøforskningsprogram, pp. 111-120.
- Schou, J.S. 1998. Miljøafgifter når skaden varierer geografisk. Arbejdsrapport nr. 70, DMU.
- Schou, J.S., B. Hasler & L.G. Hansen. 2001. Styringsmidler i naturpolitikken - miljøøkonomisk analyse. Udredning for Wilhelmudvalget, Juli 2001, s. 39.

Slovic, P., 1999. Trust, emotion, sex, politics, and science: Surveying the risk-assessment battlefield. *Risk Analysis* 19(4), 689-701.

Sparks, P. & R. Shepherd, 1994. Public perceptions of the potential hazards associated with food-production and food-consumption – an empirical study. *Risk Analysis* 14(5), 799-806.

Tsu Tan F., J.T. Liu, J.K. Hammitt. 1999. Consumer Willingness to Pay for Low-Pesticide Fresh Produce in Taiwan. *Journal of Agricultural Economics*, 50(2), 220-33.

Viscusi, W.K. 1992. *Fatal Tradeoffs: Public and Private Responsibilities of Risk*, Oxford.