MILJØMINISTERIET

Miljøstyrelsen

Indikator for pesticiders belastning af naturen

Christian Kjær & Peter Borgen Sørensen
Danmarks Miljøundersøgelser
Aarhus Universitet
Afdeling for Terrestrisk Økologi

Per Kudsk & Lise Nistrup Jørgensen
Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet
Aarhus Universitet
Institut for Plantebeskyttelse og Skadedyr

Jens Erik Ørum
Fødevareøkonomisk Institut
Københavns Universitet

Michael Stjernholm
Danmarks Miljøundersøgelser
Aarhus Universitet
Afdeling for Ferskvandsøkologi

Steen Gyldenkærne
Danmarks Miljøundersøgelser
Afdeling for Systemanalyse

Miljøprojekt **Nr. 1248** 2008

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 OG KONKLUSIONER 7

1 BAGGRUND 11

2 EKSISTERENDE PESTICIDINDIKATORER 13

2.1 SYNOPS – EN TYSK MODEL TIL VURDERING AF PESTICIDERS MILJØEFFEKTER 14

2.1.1 Overordnet princip i SYNOPS 15

2.1.2 Eksempler på anvendelser af SYNOPS 17

2.1.3 Datagrundlag og omkostninger ved beregninger 18

2.2 DE NATIONALE MILIEU-INDICATOR (NMI) – EN HOLLANDSK MODEL TIL VURDERING AF PESTICIDERS MILJØEFFEKTER 18

2.2.1 Overordnet princip i NMI 19

2.2.2 Beslutningsværktøj for landmænd 20

2.2.3 Datagrundlag og omkostninger ved beregninger 21

2.3 RISIKOINDIKATORER FOR HELSE OG MILJØ VED BRUK AV PLANTEVERNMIDLER – EN NORSK MODEL TIL VURDERING AF PESTICIDERS MILJØEFFEKTER 21

2.3.1 Beregning af miljørisikoen 22

2.3.2 Datagrundlag og omkostninger ved beregninger 23

2.4 BELASTNINGSTAL 23

2.4.1 Datagrundlag og omkostning ved beregninger 23

3 FORSLAG TIL NY INDIKATOR FOR PESTICIDERS BELASTNING AF NATUREN (PESTNAB) 25

3.1 BAGGRUND 25

3.2 OVERORDNET PRINCIP FOR FORSLAGET TIL EN NY DANSK INDIKATOR 26

3.2.1 Geografisk fordeling af naturelementer 28

3.2.2 Delindikatorer for potentielle natureffekter 30

4 VURDERING AF BRUGBARHED AF EKSISTERENDE OG NYE INDIKATORER 35

4.1 TROVÆRDIG VURDERING AF NATURBELASTNING 35

4.1.1 Troværdighed af indikatortypernes beregning af pesticidernes transport i miljøet 36

4.1.2 Troværdigheden af effekter indregnet i de enkelte indikatorer 38

4.1.3 Troværdighed af de anvendte aggregeringsprincipper 39

4.2 INDDRAGELSE AF TILTAG TIL EN REDUCERET NATURBELASTNING 42

4.3 RELEVANS FOR BESLUTNINGSSTØTTE 43

4.4 RESURSEBEHOV 43

4.4.1 Konklusioner 44

5 BEREGNINGER MED OG IMPLEMENTERING AF PESTNAB 49

5.1 METODE TIL MÅLSÆTNINGSFASTSÆTTELSE 49
5.2 2007 I FORHOLD TIL REFERENCESCENARIER 50
5.3 BETYDNING AF TILTAG TIL EN REDUCERET NATURBELASTNING 52
5.3.1 Indførelse af generelle sprøjtefri randzone 53
5.3.2 Forøget anvendelse af afdriftsreducerende sprøjteudstyr 53
5.3.3 Substitution af sprøjtemidler med uønskede egenskaber 53
5.3.4 Forøget/reduceret økologisk dyrket areal 54
5.3.5 Reduceret anvendelse af insekticider 54
5.3.6 Resultater 54
5.4 MULIGE KONSEKVENSER VED AT INDFØRE NY INDIKATOR 56
5.5 IMPLEMENTERINGS- PLAN OG RESURSER 56
5.5.1 Implementeringsplan 58

6 PERSPEKTIVER 61

7 KONKLUSION 65

8 REFERENCER 67

Forord

I forbindelse med evalueringen af Pesticidplan 2004-2009 er der gennemført en række projekter, der skal bidrage til en vurdering af mål og virkemidler. Dette projekt indgår som en del af evalueringen af virkemidler, der kan bidrage til at nedsætte anvendelsen af pesticider.

Den beskrevne indikator PestNab skal ses som ét forslag til en indikator, der søger at inddrage alle relevante effekter for naturbelastningen. Denne rapport bidrager dermed til beslutningsgrundlaget for valg af ny indikator for pesticidforbruget og skal ses i sammenhæng med den videre proces for evaluering af Pesticidplan 2004-2009.

Projektet er finansieret af Miljøstyrelsen og Fødevareministeriet og blev igangsat i maj 2008

Projektet har haft en følgegruppe, der var fælles for dette og fire andre projekter, som havde forbindelse med evalueringen af pesticidplanen.

Følgegruppens medlemmer:

Anita Fjelsted (formand), Miljøstyrelsen
Jørgen Schou og Lise Samsøe-Petersen, Miljøstyrelsen
Annesofie Trydeman Knudsen, Finansministeriet
Lene Mølsted Jensen og Lars Ole Hansen, Fødevareministeriet
Aksel Nielsen, Plantedirektoratet
Jesper Lund-Larsen, Fagligt Fælles Forbund 3F
Helle Græsted Bennedsen, Dansk Planteværn
Hans Nielsen, Det Økologiske Råd
Anne Marie Zinck, Dansk Landbrug
Allan Andersen, Danmarks Naturfredningsforening
Carl Åge Pedersen, Dansk Landbrugsrådgivning
Peter Esbjerg og Vibeke Langer, Københavns Universitet (KU-Life)

Projektet er gennemført af Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, Aarhus Universitet
Fødevareøkonomisk Institut, Københavns Universitet.

Der var endvidere tilknyttet en arbejdsgruppe/projektgruppe til projektet. Den havde, udover projektdeltagerne, følgende medlemmer:

Lene Mølsted Jensen, Fødevareministeriet
Lars Ole Hansen, Fødevareministeriet
Janne Birk Nielsen, Fødevareministeriet
Lea Frimann Hansen, Miljøstyrelsen
Anita Fjelsted, Miljøstyrelsen
Lise Samsøe-Petersen, Miljøstyrelsen
Annesofie Trydeman Knudsen, Finansministeriet

Sammenfatning og konklusioner

Denne rapport foreslår en indikator, der bedst muligt beskriver pesticiders potentielle påvirkninger på dyr og planter i naturen. En sådan påvirkning kaldes i det følgende for naturbelastningen.

Der findes ikke tilstrækkelig viden på området til at angive de reelle skader ved direkte målbare indikatorer, og det er dermed alene muligt at give en indikation af naturbelastningen ved landbrugets pesticidforbrug i form af beregnede indikatorer baseret på antagelser.

Det er kun pesticider, der er brugt i landbruget, som er inddraget, selvom indikatoren godt kan udvides til at omfatte anden brug af pesticider i friland. En påvirkning af naturen vil oftest finde sted omkring marken, hvor pesticiderne der sprøjtes ud. Det betyder, at naturen, som grænser op til markerne, er mest udsatte, samtidig med at selve markfladen naturligvis påvirkes. Det er derfor selve markerne og den omgivende natur, der er i fokus, når en pesticidindikator for naturbelastning skal konstrueres. Det betyder også, at grundvandsforurening med pesticider ikke er inddraget i dette arbejde, da beskyttelsen af grundvandet mest er begrundet i sundhedsmæssige overvejelser med brug af maksimalt tilladeligt koncentrationsniveau, der er ens for alle stoffer. Denne udeladelse af grundvandforurening er derfor ikke begrundet i en formodning om at dette ikke er vigtigt men alene fordi problemstillingen er grundlæggende en anden. Rapporten behandler således sammenhængen mellem givne pesticidindikatorer og den faktiske belastning af den terrestriske (tørre) natur, samt vandmiljøet i nærheden af marker, hvor der sprøjtes.

Det er meget komplicerede forhold, som styrer hvordan forskellig brug af pesticider medfører en større eller mindre naturbelastning. Derfor står en indikator overfor et dilemma mellem at være tilstrækkelig kompliceret til at beskrive naturbelastningen på den ene side og samtidig give overskuelige svar til beslutningsprocessen, på baggrund af eksisterende data. En indikator kan ikke med nogen troværdighed fastlægge det præcise omfang af utilsigtede effekter på naturen. Det en indikator med rimelighed kan fastlægge er, om naturbelastningen falder eller stiger fra år til år eller fra sted til sted. En indikator vil således alene give relative resultater, hvor den sammenligner om to ”scenarier”, har forskellig naturbelastning. Det vil derfor være muligt at inddrage en målsætning som et scenarie, hvor der indføres forskellige tiltag, og hvor der forudsættes et bestemt forbrug af de forskellige pesticider. En indikator kan så bruges til at vurdere om et scenarie, der svarer til et bestemt års pesticidforbrug, giver en naturbelastning, der er større eller mindre end det scenarie, der svarer til målsætningen. I årene efter en målsætning er fastlagt, kan der opstå ændringer i de forudsatte præmisser, og en indikator kan så konsekvensregne disse for at vurdere om afvigelserne vil betyde at naturbelastningen evt. bliver større. En indikator kan også bruges som hjælp til at finde de bedste tiltag med det formål at opnå mindst mulig naturbelastning samlet set. Sådanne tiltag kan være af mange forskellige slags som f.eks. sprøjtefrie randzoner, ændret forbrug af bestemte pesticider eller ændret sprøjteudstyr, der kan kombineres på forskellige måder. Der stilles således forskellige krav til en indikator, og disse er i rapporten formuleret som forskellige kvalitetskriterier.

Det vigtigste kvalitetskriterium er indikatorens evne til at beskrive pesticiders naturbelastning troværdigt. Desuden inddrages kriterier, der dække forhold omkring brug af tiltag til nedbringelsen af naturbelastningen, relevans for beslutningsstøtte, og resurse og dataforudsætninger for at udføre beregninger med indikatoren.

I Europa findes der en række pesticidindikatorer, som er udviklet med henblik på at kunne danne grundlag for beslutningsstøtte for landmænd i deres valg af sprøjtemidler eller for at understøtte forvaltningsmæssige tiltag (handlingsplaner etc.). I denne rapport bliver fire eksisterende indikatorer for pesticiders miljøbelastning gennemgået og diskuteret. Der er tale om indikatorer, der anvendes i Tyskland (SYNOPS), Holland (NMI) og Norge (NERI) samt om nye danske beregninger af belastningstal. Det bedste fra de forskellige indikatorer bliver kombineret til en indikator med størst mulig brugbarhed for danske forhold. Det er baggrunden for, at der foreslås en indikator, der benævnes **Pest**iciders **Na**tur**B**elastning (PestNaB). For at evaluere PestNaB, på baggrund af de eksisterende indikatorer, vurderes PestNaB og de fire indikatorer i forhold til hinanden ved hjælp af kvalitetskriterierne. Desuden udføres testberegninger med PestNaB for at illustrere mulighederne ved at bruge denne indikator, efterfulgt af en vurdering af resursebehov til implementering og drift.

Den foreslåede nye indikator PestNaB tager konsekvensen af at pesticidindikatorer kun er relative i deres resultater ved at den bruger rangordning som primær metode modsat de andre indikatorer og dermed mindsker usikkerheden fra værdisætning og vægtning. På dette område repræsenterer PestNaB en nyskabelse i forhold til de eksisterende indikatorer, dette vurderes at øge robusthed og troværdighed. En række delindikatorer indgår i en rangordning af to scenarier til en samlet konklusion. Betydningen af hver enkelt delindikator lader sig desuden også let undersøge med den valgte metodik, og dermed kan baggrunden for det samlede resultat undersøges. På den måde kan man med PestNaB undersøge, om f.eks. fiskene har fået det bedre i vandløbende eller mere generelt om naturen omkring markerne er blevet mindre påvirket af sprøjtemidler. På lignende måde kan PestNaB rådgive den enkelte landmand i retning mod mindre naturbelastning og dermed hjælpe med til at aktuel praksis rent faktisk beskytter naturen bedst mulig. PestNaB's opbygning med brug af rangordning betyder at det er muligt at udvikle de enkelte delindikatorer mod bedre beskrivelse, i det omfang det ønskes. Delindikatorerne i PestNaB udtrykker de eksisterende metoder inden for naturbelastningsindikatorer sammen med en ny og forbedret beskrivelse af, hvordan planter omkring marken påvirkes, hvis de rammes af en sprøjtesky, der driver ud over kanten af marken.

Brugen af PestNaB's er eksemplificeret ved at sammenligne, om de faktiske forhold giver større eller mindre naturbelastning sammenlignet med en målsætning. I pesticidplan 2004-2009 er det en målsætning, at Behandlingshyppigheden skal ned på 1,7, svarende til optimum for de driftsøkonomiske forudsætninger i 2001 (i det følgende benævnt Målsætning 2003). Denne målsætning er ikke opnået i 2007, men da Behandlingshyppigheden ikke er en fuldkommen indikator for naturbelastningen, kunne det alligevel tænkes at naturbelastningen i år 2007 samlet set er mindre end den er for Målsætning 2003. PestNaB er derfor brugt til at undersøge, om dette er tilfældet. Konklusionen er, at naturbelastningen for 2007 er større end for Målsætning 2003. Nye måltal baseret på det driftsøkonomisk optimale i 2007, der har en Behandlingshyppighed på 2,18, er også sammenlignet med målsætning 2003.

Den sammenligning viste at forbruget i 2007 har en svag tendens i retning af en større naturbelastning. Til sidst er aktuelle forhold i 2001 sammenlignet med de aktuelle forhold i 2007 for at se, om der har været en ændring i naturbelastningen. Det viser, at der er en svag tendens til at 2007 samlet set var mindst belastet, hvor vandmiljøet har oplevet en mindsket belastning, mens den tørre natur som f.eks. hegn og skovkanter har oplevet en svag tendens til en øget belastning.

En sprøjteadfærd på en bestemt afgrøde kan være mere eller mindre naturbelastende, f.eks. pga. valg af sprøjtemiddel og dosering. PestNaB kan fastfryse alle andre forhold end selve sprøjteadfærden for at undersøge, om sprøjtningen har "reduceret den mulige naturbelastning" eller "forøget den mulige naturbelastning".

Det er meget vigtigt, at tiltag, som kan nedbringe naturbelastningen, kan inddrages i en indikator på en klar og forståelig måde. Det giver motivation til at indføre tiltag og det muliggøre en mere transparent proces, hvor konsekvensen af et givet tiltag kan beregnes og forstås som en del at selve planlægningen af en indsats. PestNaB kan inddrage en række vigtige tiltag, hvilket vises gennem konkrete gennemregninger, hvor hvert tiltag analyseres hver for sig og hvor den samlede effekt af hvert tiltag bestemmes. De tiltag, der er udvalgt til denne analyse er (1) Sprøjtefrie randzoner; (2) Afdriftsreducerende dyser; (3) Udskiftning af nogle midler til mindre giftige alternativer; (4) Øgning af det økologiske dyrkningsareal; (5) Reduktion af insekticidanvendelsen. PestNaB udviser en fornuftig følsomhed overfor de valgte tiltag, med undtagelse af økologiske marker. Antagelserne bag beregningen for et forøget økologisk areal er antageligt forsimplede, der kan forbedres. Det synes klart, at PestNaB kan hjælpe til med at gøre brugen af tiltag mere motiverende, fremadrettet og transparent i forhold til at opnå målsatte niveauer for naturbelastningen.

Hvis den forslåede nye indikator PestNaB skal gå i drift kræves en implementeringsperiode på omkring 1 år og et arbejdsomfang på ca. 13½ mandmåneder.

PestNaB har en række perspektiver, der kan bidrage afgørende til et forbedret vidensgrundlag i vurderingen af pesticiders naturbelastning. Sprøjtejournalers oplysninger kan direkte bruges i det omfang de afrapporteres, da det Generelle Landbrugsregister indgår med oplysning til PestNaB. Det vil betyde en klar forbedring i den måde forbruget af pesticiders fordeles i landskabet. Det faktum, at PestNaB integrerer oplysning omkring lokale påvirkninger med pesticider betyder, at viden fra forskningsprogrammet har gode muligheder for løbende at forbedre PestNaB. Omvendt kan PestNaB give indspil til både forskningsprogrammer og arbejdet med monitering af naturen ved at udpege de steder i landskabet, hvor de største effekter fra pesticider kan forventes at optræde. Muligheden for at indgå i rådgivning af landbruget gennem f.eks. Planteværn Online er klart tilstede og kan løbende udbygges. Derved får aftaler og tiltag de bedste muligheder for at få en reel betydning. Den stærke integrering af forskellige oplysning i form af delindikatorer i PestNaB kan være en skabelon i mulige kommende bestræbelser på at udvikle en fælleseuropæisk indikator.

1 Baggrund

Regeringen vedtog sammen med Dansk Folkeparti og Kristendemokraterne Pesticidplan 2004-09. Målet i handlingsplanen er at nedbringe pesticidforbruget til en behandlingshyppighed (BH) på 1,7 i 2009. På trods af planen er forbruget steget fra 2,39 BH i 2004 til 2,49 i 2005, hvor det tilsyneladende har stabiliseret sig på et niveau omkring 2,5 BH (Miljøstyrelsen, 2008)I den forbindelse er der peget specifikt på, at den nuværende BH-indikator for pesticidforbrug ikke giver et dækkende billede af pesticidernes miljøbelastning. I regeringsgrundlaget fra november 2007, fremgår det, at pesticidforbruget i dansk landbrug skal reduceres, og evalueringen af Pesticidplan 2004 – 2009 er på dette grundlag blevet fremrykket til 2008. I forbindelse med evalueringen skal der udvikles en ny og mere retvisende indikator, der i højere grad måler pesticidanvendelsens skadevirkninger, så der mere målrettet og effektivt kan sættes ind over for disse virkninger.

På baggrund af den stigende BH anmodede Fødevareministeriet og Miljøministeriet Danmarks Miljøundersøgelser (DMU) og Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet (DJF), begge Aarhus Universitet, om at udføre et udredningsarbejde. Udredningen belyste brugen af BH som en generel miljøbelastningsindikator for pesticidforbruget og fremlagde et forslag til en ny indikator til måling af pesticidernes naturbelastning(Kjær et al., 2007).

Kjær et al. (2007) beskriver BH som en forbrugsindikator, da det er en opgørelse af, hvor mange gange årligt det konventionelt dyrkede landbrugsareal i gennemsnit kan sprøjtes med den solgte mængde plantebeskyttelsesmidler, under antagelse af, at det anvendes i en fastsat standarddosering. BH's styrke er bl.a. at den beskriver de indirekte effekter af pesticider i marken, er relativt nem at beregne og har klare antagelser bag udregningerne.

De primære svagheder ved BH er, at der ikke eksisterer nogen differentiering mellem pesticidgrupper eller mellem de enkelte pesticider. Desuden er der ingen umiddelbar sammenhæng mellem miljøbelastning uden for det dyrkede areal og den standarddosering, der er basis for BH. Dertil kommer, at BH ikke udnytter alle de relevante data, som er til rådighed, såsom; Det Generelle Landbrugsregister (GLR), GIS-informationer, jordbrugets sprøjtejournaler (data foreligger ikke centralt), bedriftsinformationer og godkendelsesmaterialet.

Nærværende rapport har til formål at identificere en eller flere ny(e) eller supplerende indikator(er), der afspejler naturbelastningen bedre end behandlingshyppigheden. Da det er naturbelastningen, der er i fokus, er risikoen for pesticiders forekomst i grundvand ikke medtaget, idet beskyttelsen af grundvandet ikke bygger på toksikologisk fastsatte grænseværdier, men alene på maksimalt tilladeligt koncentrationsniveau, der er ens for alle stoffer. Grundvandsbelastningen er derfor ikke inddraget yderligere i denne udredning.

Rapporten vil ikke forholde sig til ændringer i de potentielle effekter ved eksponering af mennesker. For det første fordi den menneskelige eksponering bestemmes af forbrugernes valg af fødevarer. Det vil være svært at forholde betydningen af det danske landbrugsforbrug af sprøjtemidler til eksponering

fordi fødevarer fra andre lande også skal medregnes. Dem der, som en del af deres arbejde er i kontakt med sprøjtemidler vil blive eksponeret afhængigt af de værnemidler der benyttes, og hvilket sprøjteudstyr der benyttes. Endelig var det ikke en del af kommissoriet for dette arbejde.

Rapporten behandler således sammenhængen mellem givne pesticidindikatorer og den faktiske belastning af natur samt miljøet i overfladevand.

De forhold der beskrives med pesticidbelastningsindikatorer er så komplekse og med så omfattende datamængder, at det ikke i overskuelig fremtid bliver muligt at beskrive de samlede natureffekter på landsplan. Indikatorer er derfor kun brugbare til at vurdere, om et sæt af vilkår er potentielt bedre eller værre end et andet sæt af vilkår. Enhver pesticidindikator for naturbelastning er derfor et relativt mål, der kun kan udtale sig om forandringer. Det er fristende at tolke en indikators talværdi som et tal for naturbelastningen, men det er direkte forkert at tolke et fald i en indikatorværdi med f.eks. 20 % som en 20 % forandring i naturbelastningen.

Gennem hele rapporten vil der være indsat grå tekstbokse med hovedpointer, konklusioner og sammendrag af de forudgående afsnit.

2 Eksisterende pesticidindikatorer

I Europa findes der en række pesticidindikatorer, som er udviklet med henblik på enten at kunne danne grundlag for beslutningsstøtte for landmænd i deres valg af sprøjtemidler eller for at understøtte forvaltningsmæssige tiltag (handlingsplaner etc.). Mange af indikatorerne er i familie med hinanden, sådan forstået at de bruger de samme effektparametre og udnytter samme type beregninger. Endvidere er en del af indikatorerne ikke færdigudviklet. Principperne for indikatorerne kan opdeles i følgende typer: "Deterministisk", det vil sige indikatorer, der bruger forholdet mellem en beregnet pesticidforekomst i omgivelserne og giftigheden over for givne organismer; "Score" er indikatorer, hvor der for hver enkelt risiko tildeles en score der efterfølgende summeres; "Forbrug" er indikatorer, der baserer sig på den udbragte/solgte mængde sprøjtemiddel; "Forbrug vægtet med giftighed" (Belastningsindeks), og "Ekspert" er et forslag til en indikator, der drives af eksperters vurdering. Da sidstnævnte er ikke implementeret som forvaltningsredskab og desuden let ender med svært gennemskuelige og subjektive vurderinger fravælges denne i den efterfølgende analyse.. I Tabel 2.1 præsenteres et udsnit af de udviklede indikatorer, med det formål, de er udviklet til, og det princip, der ligger til grund for beregningerne.

I det følgende vil fire udvalgte eksisterende pesticidindikatorer/effektmodeller blive beskrevet i større detalje, som skal danne baggrund for en evaluering af deres brugbarhed som naturbelastningsindikator. Disse er udvalgt, fordi de i deres oprindelsesland er implementeret som forvaltningsredskaber, og/eller fordi de repræsenterer de dominerende indikatortyper. I evalueringen er kun medtaget de dele, der vedrører naturbelastning. For eksempel er den norske indikator ikke evalueret for den del, der beskriver de potentielle toksikologiske effekter på mennesker. Ud over præsentationen af repræsentanter for eksisterende pesticidrisikoindikatorer beskrives et forslag til en ny dansk indikator for pesticiders naturbelastning.

Derfor beskrives således: SYNOPS – en tysk model til vurdering af pesticiders miljøeffekter; De Nationale Milieu-Indicator (NMI) – en hollandsk model til vurdering af pesticiders miljøeffekter; Risikoindikatorer for helse og miljø ved bruk av plantevernmidler – en norsk model til vurdering af pesticiders miljøeffekter (NERI, Norwegian Environmental Risk Indicator); Belastningsindeks, der er opstillet i Danmark og Indikator for pesticiders naturbelastning i Danmark (PestNaB).

Tabel 2.1. Oversigt over en række indikatorer, effektmodeller og ekspertvurderinger i forhold til det formål de er udviklet til (forvaltning eller beslutningsstøtte for landbruget, samt hvilket princip der ligger til grund for indikatoren Deterministisk, Score, Forbrug, Forbrug/giftighed, Ekspert).

Navn	Oprindel-sesland	Formål		Princip					Bemærkninger	Referencer
		Forvaltning	Beslutningsstøtte	Deterministisk	Score	Forbrug	Forbrug/giftighed	Ekspert		
NERI	Norge	*			*					(Anonym, 2005),
SYNOPS	Tyskland	*	*	*					Består af flere delin-dikatorer	(Gutsche og Strassenmeyer, 2007)
NMI	Holland	*	*	*	*					(Reus og Leen-dertse, 2000)
BH	Danmark	*				*				(Møhlenberg et al., 2001)
Belastnings-indeks	Danmark	*					*			(Clausen, 1998), (Gustavson et al., 2008)
ADSCORE	OECD				*				Kun vandmiljø	(Møhlenberg et al., 2001)
REXTOX	OECD			*	*	*			Kun vandmiljø, er lavet på basis af SYNOPS og NMI	(Møhlenberg et al., 2001)
POCER	Belgien (Flandern)	*		*	*				Inddrager sikkerheds-faktorer fra risikovur-dering	(Claeys et al., 2005) (Vercruysse og Steurbaut, 2002)
P-ema	England		*		*					(Lewis et al., 2003)
SyPEP	Belgien	*		*					Kun vandmiljø	(Reus et al., 2002)
PERI	Sverige		*		*					
PestScreen	Spanien		*		*	*				(Juraske et al., 2007)
Ipest	Frankrig		*	*	*			*		(Van der Werf og Zimmer, 1998)
ERI	Chile	*			*					(Alister og Ko-gan, 2006)
EPRIP	Italien	*		*						(Reus et al., 1999)

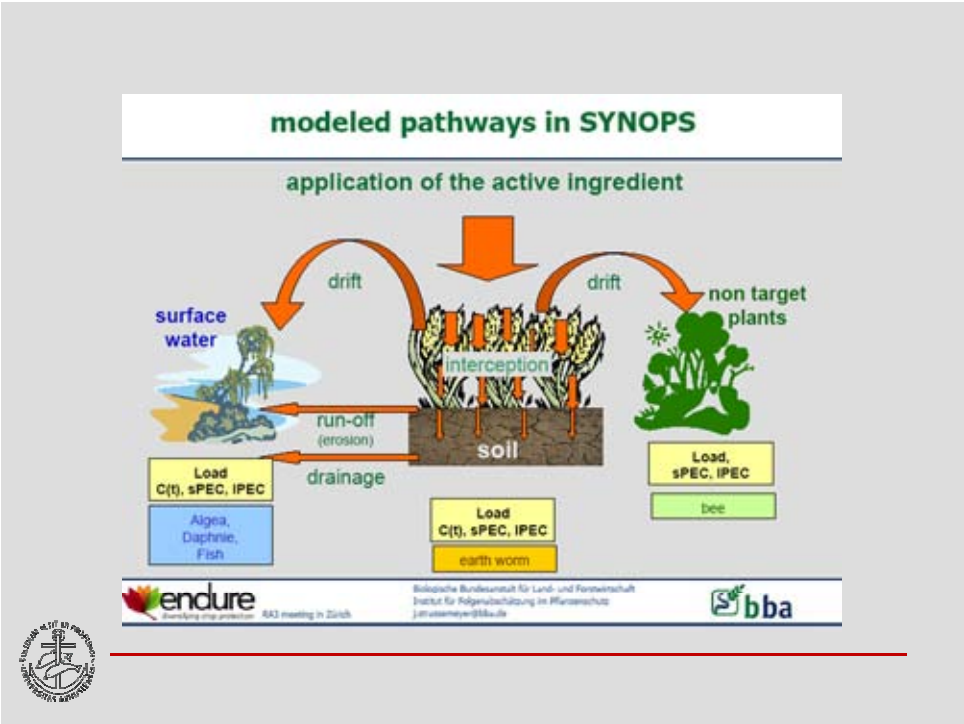
2.1 SYNOPS – en tysk model til vurdering af pesticiders miljøeffekter

SYNOPS er en model udviklet på Julius Kühn Instituttet (tidligere BBA) i Kleinmachow. SYNOPS er en forkortelse for det tyske ord ”synoptischen”, som betyder gennemskuelig eller transparent. Modellen er under kontinuerlig

udvikling bl.a. med henblik på også at skulle omfatte sundhedseffekter og eksponering af sprøjteførere. Nedenstående beskrivelse baserer sig i vid udstrækning på en publikation fra 2007, hvor opbygningen og funktionen af modellen er beskrevet meget detaljeret (Gutsche & Strassmeyer, 2007).

2.1.1 Overordnet princip i SYNOPS

Princippet i SYNOPS er, at der med udgangspunkt i et sprøjtescenarie, hvor pesticid, dosering, sprøjteteknik, afgrøde og afgrødens udviklingstrin er kendte parametre, foretages en beregning af, hvor stor en procentdel af sprøjtevæsksten, der afsættes henholdsvis på jordoverfladen i marken, samt hvor stor en eksponering, der kan forventes til tilstødende terrestriske og akvatiske biotoper. Eksponeringen af terrestriske miljøer antages udelukkende at stamme fra afdrift i forbindelse med sprøjtningen, mens eksponeringen af akvatiske miljøer er summen af afdrift samt overfladeafstrømning og udvaskning via dræn fra marken. Størrelsen af de to sidstnævnte afhænger bl.a. af afsætningen på jordoverfladen og dermed afgrødens dækningsgrad (se figur 2.1).



Figur 2.1 Oversigt der viser strukturen i SYNOPS (modificeret efter Gutsche & Strassmeyer, 2007)

For hver af de 3 biotoper (markflade samt tilstødende terrestriske og akvatiske biotoper) sammenholdes den beregnede eksponering PEC (Predicted Environmental Concentration) med LC_{50} og NOEC-værdier for henholdsvis regnorme (markflade), bier (terrestriske biotoper) og alger, dafnie og fisk (akvatiske biotoper), hvorved det er muligt at beregne risikoindeks (ETR = Exposure Toxicity Ratio) for både akutte og kroniske effekter:

$$ETR_{akut} = PEC_{korttid}/LC_{50}$$

$$ETR_{kronisk} = PEC_{langtid}/NOEC$$

Jo lavere ETR værdi jo mindre er risikoen for effekter på miljøet.

Til beregning af ETR for letale effekter anvendes den maksimale PEC-værdi, mens der ved beregning af ETR for kroniske effekter estimeres et vægtet gennemsnit baseret på beregnede daglige PEC-værdier. Anvendes der mere end et pesticid, eller anvendes det samme pesticid flere gange i en vækstsæson, gennemføres vurderingen af akutte effekter med udgangspunkt i det pesticid, som udløser den højeste ETR-værdi, mens ETR-værdierne for kroniske effekter beregnes ved at addere effekterne af de enkelte pesticider. SYNOPS kan ligeledes vurdere eksponeringen og dermed risikoen for miljøeffekter af flere på hinanden følgende sprøjtninger som f.eks. et sprøjteprogram over en vækstsæson.

I det følgende gives en kort beskrivelse af, hvordan PEC-værdierne beregnes for de enkelte biotoper.

2.1.1.1 Markfladen

Afsætningen på jorden beregnes som en funktion af afgrødens dækningsgrad. Som mål for dækningsgrad anvendes værdier fra en af FOCUS-rapporterne ((FOCUS, 2001)). For at kunne beregne en PEC-værdi, antages det, at pesticidet er ensartet fordelt i de øverste 2,5 cm af jorden, og at nedbrydningen følger en 1. ordens ligning. For at kunne estimere en nedbrydningskurve, er det nødvendigt at kende halveringstiden for pesticidet. Halveringstiderne for pesticiderne bestemmes i standardtest og indsendes som en del af dokumentationen i forbindelse med ansøgningen om registrering.

2.1.1.2 Akvatiske biotoper

Eksponeringen af overfladevand beregnes som summen af eksponeringen via afdrift, overfladeafstrømning og udvaskning via dræn.

Afsætningen via afdrift er baseret på de af JKI beregnede afdriftsværdier (www.bba.bund.de), idet der for hver afgrødetype (markafgrøder, grønsager, frugttræer, vin og humle) er estimeret en eksponentialfunktion på basis af de målte afdriftsværdier. I disse funktioner indgår oplysninger om bredden af biotopen, afstanden fra den nærmeste dyse til kant af den akvatiske biotop samt det anvendte sprøjteudstyrs afdriftsreduktionspotentiale sammenlignet med standardudstyr.

SYNOPS antager, at der indtræder en overfladeafstrømningshændelse 3 dage efter udbringning. Dette valg begrundes med at vejrudsigterne i dag er så gode, at kraftige nedbørshændelser, som kan forårsage overfladeafstrømning, kan forudsiges, og at pesticider derfor ikke udbringes med udsigt til kraftig nedbør. I den anvendte model beregnes overfladeafstrømningen som en funktion af andelen af nedbør til rådighed for overfladeafstrømning, nedbørsmængden, arealets hældning samt en parameter, som beskriver buffereffekten af en eventuel vegetation langs vandløbet/søen. Andelen af nedbør til rådighed for overfladeafstrømning beregnes vha. en såkaldt ”curve-number” metode, som også anvendes i Pesticide Root Zone Model (PRZM) (Gutsche & Strassmeyer, 2007). Med denne metode beregnes, hvor stor en del af nedbøren, der vil infiltrere ned i jorden. Mængden af nedbør til rådighed for overfladeafstrømning er differencen imellem nedbørsmængden og den mængde, der infiltrerer jorden. I disse beregninger indgår oplysninger om jordtype inklusiv hydrologiske parametre, afgrøde samt tidspunkt på året, som reflekterer jordens vandindhold og dermed dens evne til at infiltrere vand. Endvidere indgår oplysninger om pesticidets persistens samt pesticidets binding til jordpartiklerne (Freundlich adsorptionsisoterm) (Gutsche & Strassmeyer, 2007), idet man kun antager afstrømning af opløst pesticid og ikke af kolloidbundet pesticid.

I den eksisterende version af SYNOPS er modellen for udvaskningen via dræn først ved at blive implementeret. Intentionen er at indarbejde en udvasknings- og drænmodel som den, der anvendes i MACRO modellen(Gutsche & Strassmeyer, 2007), hvor bl.a. volumen af den akvatiske biotop inddrages.

Ved beregning af den samlede eksponering inddrages det forhold, at mens eksponeringen via afdrift sker i forbindelse med udbringningen, så vil eksponering via overfladeafstrømning og dræn ske på et senere tidspunkt. Vedrørende pesticidernes persistens antages det, at koncentrationen er faldet til nul 1 døgn efter eksponeringen i rindende vand. I stillestående overfladevand antages, at pesticidernes nedbrydning følger en 1. ordens ligning, som det var tilfældet i markjorden. Koncentrationen beregnes som summen af bidragene fra afdrift, overfladeafstrømning og udvaskning via dræn. Disse beregninger er baseret på de halveringstider i vand, som firmaerne indsender i forbindelse med ansøgning om registrering.

2.1.1.3 Terrestriske biotoper

Terrestriske biotoper antages udelukkende at blive eksponeret via afdrift i forbindelse med udbringning af pesticider. Afdriften beregnes med de samme modeller, som anvendes ved beregning af afdrift til akvatiske miljøer. Eneste forskel er, at afstanden altid måles som afstanden fra den yderste dyse til kanten af biotopen. Da forekomsten af insekter varierer henover året, indgår der en parameter, som angiver sandsynligheden for (fra 0 til 1), at der er bier (=insekter) til stede i biotopen.

2.1.2 Eksempler på anvendelser af SYNOPS

SYNOPS har været anvendt både på markniveau og på regionalt niveau og har også været inddraget i EU-projekter, herunder det igangværende EU Network of Excellence ENDURE.

SYNOPS har været anvendt i forbindelse med det tyske reduktionsprogram for pesticider til at beskrive udviklingen i risikoindeks i perioden 1987 til 2004 baseret på den tyske pesticidsalgsstatistik og godkendelsesmaterialet. Denne undersøgelse dokumenterede, at der med få undtagelser havde været en reduktion i risikoindeksene henover perioden. En samlet vurdering af henholdsvis herbicider, fungicider og insekticider viste den største reduktion for insekticiderne efterfulgt af herbiciderne og fungiciderne.

En tilsvarende analyse blev gennemført på grundlag af forbrugstallene fra NEPTUN-projektet, hvor der blev indsamlet 72.455 datasæt (pesticid/afgrøde) om faktiske pesticidanvendelse omfattende 139 forskellige pesticider. En analyse af disse data viste lavere risikoindeks end analysen baseret på salgsstatistikken, hvilket blev tilskrevet, at de anvendte doseringer var lavere end de maksimalt godkendte doseringer, som blev anvendt i forbindelse med den først analyse. Det blev konkluderet, at mens analysen baseret på salgstallene repræsenterede en slags ”worst case”, mens analysen baseret på NEPTUN-tallene en repræsenterede en praksisnær vurdering af risici.

I ovenstående analyser blev det antaget, at pesticiderne blev udbragt i ned til 1 m afstand fra de akvatiske og terrestriske miljøer. I praksis er det forbudt at udbringe mange pesticider tæt på akvatiske miljøer. Risikoindeksene baseret på salgsstatistikken blev derfor genberegnet med inddragelse af de gældende afstandskrav, hvilket resulterede i, at alle risikoindeks var mindst 10 gange lavere.

I forbindelse med ENDURE anvendes SYNOPS til at beskrive og sammenligne risici for miljøeffekter i henholdsvis 4 æbleproducerende og 4 vinterhvedeproducerende områder i Europa. Danmark er et af de udvalgte områder for vinterhvededyrkning.

2.1.3 Datagrundlag og omkostninger ved beregninger

For at kunne bruge SYNOPS i den fulde udgave er der en række data, der skal være til rådighed. Disse omhandler viden om sprøjteadfærd (sprøjtemiddel, dosering, sprøjteteknik (så som dysetype), antal af sprøjtninger), afgrødekarakteristika (type, vækststadie), jordbundsdata, klimadata (primært nedbør), egenskaber ved sprøjtemidlerne (giftighed, persistens, halveringstid i hhv. vand og jord), geografiske oplysninger om markens placering i forhold til vandløb og terrestriske biotoper og hældning. Det betyder, at hvis SYNOPS skulle implementeres under danske forhold, ville det være nødvendigt med en meget detaljeret indrapportering af sprøjtejournaler med oplysninger om alle klima, afgrødekarakteristika og anvendt sprøjteteknik. På nuværende tidspunkt er modulet for drænudløb ikke implementeret i modellen.

Det er ikke umiddelbart muligt at skønne, hvor stor indsats det ville kræve at udregne indikatoren, når den var implementeret. Selve implementeringen vil være omfattende, fordi det på nuværende tidspunkt ikke ser ud til at være muligt at aggregere effekterne til en samlet vurdering og fordi modellen ikke er fuldt udviklet.

SYNOPS er en deterministisk indikator, der med udgangspunkt i et sprøjtescenarie, hvor pesticid, dosering, sprøjteteknik, afgrøde og afgrødens udviklingstrin er kendte parametre, foretages en beregning af, hvor stor en procentdel af sprøjtevæsken, der afsættes henholdsvis på jordoverfladen i marken, samt hvor stor en eksponering, der kan forventes til tilstødende terrestriske og akvatiske biotoper. For hver af de 3 biotoper (markflade, tilstødende terrestriske og akvatiske biotoper) sammenholdes den beregnede eksponering PEC (Predicted Environmental Concentration) med LC_{50} og NOEC-værdier for henholdsvis regnorme (markflade), bier (terrestriske biotoper) og alger, dafnie og fisk (akvatiske biotoper), hvorved det er muligt at beregne risikoindeks. Indikatoren beregner på nuværende tidspunkt en række delindikatorer ud fra et standardscenarie. Den udvikles løbende og har på nuværende tidspunkt ikke nogen form for aggregering.

2.2 De Nationale Milieu-Indicator (NMI) – en hollandsk model til vurdering af pesticiders miljøeffekter

I Holland introducerede man i 1991 ”The Multi-Year Crop Protection Plan”, der som overordnet mål havde en 50 % reduktion i den anvendte pesticidmængde inden år 2000 (Proost og Matteson, 1997) (i starten var fokus på at reducere pesticidmængden i tons, siden er der sket et skifte mod en reduktion i den beregnede eksponering). Udledningen til luft skulle reduceres med 50 %, til grundvand med 75 % og til overfladevand med 90 %. Hollandske landmænd havde på dette tidspunkt det højeste pesticidforbrug i Europa. I forbindelse med den hollandske pesticidplan har man udviklet miljøindikatoren NMI. Fokus i Holland er udelukkende på at reducere emissionen og miljøeffekterne og ikke pesticidforbruget som i Danmark. Den overordnede målsætning i Holland er at reducere miljøbelastningen med 98 % inden 2010.

Hovedformålet med NMI er, at det skal fungere som et evalueringsredskab. Selvom mange af NMI-beregningerne ligner de metoder, der bruges i forbindelse med godkendelsesproceduren, så understreges det, at systemet ikke er brugbart til dette, idet specifikke lokale informationer som klima, jordanvendelse, afgrødestørrelse, timing af pesticidanvendelserne m.m. vil påvirke de potentielle effekter fra brugen af pesticider (Linden et al., 2008). Beregningerne foretages i GRID-celler á 100 ha og bruger geografiske og tidsjusterede informationer, dvs. resultaterne kan variere i tid og rum. Den eksisterende version af NMI bruger klima-, afgrøde- og jordbundsdata på regionalt niveau men nationale pesticidforbrugsdata.

2.2.1 Overordnet princip i NMI

NMI er ikke helt færdigudviklet, men grundlæggende er konceptet for NMI identisk med SYNOPS. Med udgangspunkt i et sprøjtescenarie beregnes koncentrationen af pesticid i miljøet (PEC værdier), og disse værdier sammenholdes med NOEC og LC_{50}-værdier fra relevante økotoksikologiske standardtests. Som tilfældet er med SYNOPS udtrykkes risikoen for miljøeffekter ved en såkaldt Environmental Indicator Unit (EIU), der som ETR-værdien i SYNOPS beregnes som forholdet imellem NOEC/LC_{50} og PEC-værdierne. Der er dog enkelte forskelle imellem NMI og SYNOPS, dels mht. hvordan eksponeringen estimeres, hvilke biotoper der medtages, og hvad de beregnede eksponeringsdata anvendes til.

2.2.1.1 Markfladen

Som i SYNOPS estimerer man eksponeringen af markfladen samt tilstødende akvatiske og terrestriske miljøer. Den beregnede eksponering af markfladen anvendes foruden en vurdering af risikoen på jordlevende organismer også som grundlag for en vurdering af risikoen for grundvandsforurening, hvor grundvand er defineret som den øverste meter af den vandmættede zone. Effekter i grundvandet vurderes som værende kroniske, da der vil være et tidsinterval fra pesticidet afsættes på jordoverfladen til det findes i grundvandet. Da der ikke udføres test med organismer, der lever i grundvandet, anvendes en såkaldt ”environmental concern value” som referenceværdi. Et eksempel på en sådan værdi er EU-grænseværdi for pesticider i drikkevand på 0,1 µg/L.

2.2.1.2 Akvatiske biotoper

NMI inddrager afdrift og udvaskning via dræn ved beregning af eksponeringen af akvatiske miljøer, hvorimod overfladeafstrømning ikke medtages. Det må antages, at årsagen til dette er, at bidraget fra overfladeafstrømning i det overvejende flade Holland er væsentlig mindre end tilfældet er i Tyskland. Endvidere er modellen også i stand til at indregne bidrag fra punktkilder såsom desinfektion af blomsterløg, rengøring af væksthuse og emission fra champignonproduktionen. Vedrørende afdrift ved marksprøjtning har hollænderne udviklet deres eget datasæt, som på en række punkter afviger fra data, der bruges i SYNOPS og ved risikovurdering af pesticider i det meste af EU.

2.2.1.3 Terrestriske biotoper

For terrestriske biotoper har man valgt agerhøne som indikatorart. Risikoen for effekter i terrestriske biotoper er udelukkende baseret på en vurdering af risikoen for akutte og kroniske effekter på agerhøne via fuglenes indtag af pesticider via deres føde.

2.2.1.4 Atmosfæren

I modsætning til SYNOPS indgår fordampning af pesticider til atmosfæren som eksponeringsvej i NMI. Fordampningen beregnes som summen af fordampningen i forbindelse med udbringningen, samt fra plante- og jordover-

fladen efter udbringning. Endvidere beregnes fordampning/udslip af pesticider fra væksthuse. Tilsyneladende indgår disse data p.t. ikke i vurderingen af risikoen for miljøeffekter i akvatiske og terrestriske biotoper, men beregnes udelukkende fordi man har en målsætning om en reduktion af pesticider til atmosfæren.

2.2.2 Beslutningsværktøj for landmænd

Som en hjælp til den enkelte landmænd er der i Holland udviklet et beslutningsværktøj, hvor hvert pesticid for hvert anvendelsesområde og -tidspunkt er blevet tildelt et antal "miljøpoint" for risiko for grundvandsforurening (ved 3 niveauer af organisk stof i jorden) samt effekter på akvatiske og terrestriske organismer. Miljøpointene er beregnet som PEC/MPC×100, hvor MCP er en fastsat værdi for den maksimalt tilladelige koncentration, MCP afhænger af forhold omkring pesticidernes iboende egenskaber, dosering, sprøjteudstyr mm. Beregningerne udføres af CLM, som er en uafhængig institution, som udfører forskning bl.a. vedrørende bæredygtigt jordbrug. Herudover er den forventede koncentration af pesticid i atmosfæren angivet, og risikoen for effekter på nyttedyr og bestøvende insekter er klassificeret (se figur 2.2 og www.milieumeetlat.nl). Endvidere er der også en vurdering af risikoen for sprøjteføreren, som er identisk med mærkningen på emballagen.

Pointene er angivet pr. kg. eller liter produkt, dvs. en reduktion af doseringen med f.eks. 50 % vil reducere miljøbelastningen med 50 %. Brugeren skal angive afdriftsniveauet, og en reduktion af afdriften ved brug af afdriftsreducerende dyser vil mindske miljøbelastningen, hvor afdriften er af betydning for den samlede eksponering f.eks. i akvatiske miljøer, mens det ikke vil have nogen effekt på risikoen for grundvandsforurening. Til gengæld er tidspunktet på året af stor betydning for den beregnede risiko for grundvandsforurening.

Beslutningsværktøjet er udviklet som en hjælp til landmændene, således at de igennem deres valg og anvendelse af pesticider er med til at fremme en udvikling, som bidrager til at opnå de opstillede nationale mål. Det nuværende system, der findes i dag, er en videreudvikling af det tidligere beskrevne Yardstick (Reus og Leendertse, 2000). Opbygningen af beslutningsværktøjet og den nationale miljøindikator foregår sideløbende. Det er forskellige institutioner, der er involveret, men der sker en løbende koordinering, således at der er overensstemmelse imellem beslutningsværktøjets rangering af pesticiderne og de risici de udløser i henhold til den nationale miljøindikator.

Yardstick-systemet udregner EIP (Environmental Impact Points), jo højere værdier jo højere er den forventede miljøbelastning. EIP bygger på PEC-værdier (Predicted Enviromental Concentration) og den højeste tilladelige koncentration som godkendelsesmyndighederne tillader. Scoren i yard stick (EIP) = (PEC/MPC) * 100; Scoren ganges efterfølgende med den anvendte dosering (Reus & Leendertse 2000).

Wintertarwe

1% drift

clm

Telen met toekomst

Middel	Toe-passings-tijdstip	Advies-dosering	Kg actieve stof	Milieu-effecten: Grondwater, organische stofklassen 1,5-3%	3-6%	6-12%	Water-leven	Lucht	Nuttige organismen: Bestuivers	Bestrijders
		kg/ha of l/ha	kg a.s./ha	MBP	MBP	MBP	MBP	kg a.s./ha		
Onkruidbestrijding, herfst, kort na zaai										
Challenge	sept-feb	4	2,40	0	0	0	300	0,00	A	A
Isoproturon	sept-feb	4	2,00	14000	1000	12	400	0,00	A	A
Javelin	sept-feb	2,5	1,41	8750	625	8	250	0,02	A	A
Onkruidbestrijding, rond opkomst										
Boxer	sept-feb	4	3,20	0	0	0	112	0,00	A	A
Isoproturon	sept-feb	2	1,00	7000	500	6	200	0,00	A	A
Onkruidbestrijding, vanaf 3-bladstadium graan										
Atlantis, 75% driftreductie [1]	mrt-aug	0,5	0,02	80	75	110	3	0,00	?	?
Atlantis, 75% driftreductie [1]	sept-feb	0,5	0,02	600	440	350	3	0,00	?	?
Atlantis, 90% driftreductie [1]	mrt-aug	0,5	0,02	80	75	110	1	0,00	?	?
Atlantis, 90% driftreductie [1]	sept-feb	0,5	0,02	600	440	350	1	0,00	?	?
Bifenix	sept-feb	4	2,00	9200	680	8	272	0,09	A	A
Isoproturon	sept-feb	2	1,00	7000	500	6	200	0,02	A	A
Javelin	sept-feb	2,5	1,41	8750	625	8	250	0,04	A	A
Stomp, 90% driftreductie [2]	sept-feb	2	0,80	0	0	0	12	0,19	?	A
Onkruidbestrijding, voorjaar, begin herpropel gewas en onkruid										
Azur	mrt-aug	4	2,08	4800	320	0	320	0,16	A	A
Bifenix	mrt-aug	4,5	2,25	4500	302	0	306	0,19	A	A
Hussar	mrt-aug	0,2	0,01	260	240	200	5	0,00	?	?
Hussar Vloeibaar	mrt-aug	0,1	0,01	270	250	200	5	0,00	?	?
Isoproturon	mrt-aug	3	1,50	4500	300	3	300	0,06	A	A
Onkruidbestrijding, vanaf 2 à 3-bladstadium graan										
Artus	mrt-aug	0,05	0,03	25	23	21	7	0,00	?	?
Aurora	mrt-aug	0,04	0,02	0	0	0	1	0,00	?	?
Cheikker	mrt-aug	0,2	0,03	66	136	126	0	0,00	?	?
Primus	mrt-aug	0,075	0,00	0	0	0	2	0,00	A	A
Vega	mrt-aug	0,25	0,05	0	0	0	14	0,00	A	A
Onkruidbestrijding, tot einde uitstoeling graan										

Figur 2.2 Beslutningsstøtteværktøj til rangordning af pesticider udviklet i Holland som led pesticidhandlingsplanen. Eksemplet er fra herbicider i vinterhvede. Rød, gul og grøn angiver henholdsvis høj, middel og lav miljøbelastning.

2.2.3 Datagrundlag og omkostninger ved beregninger

I de beregninger, der ligger til grund for den hollandske indikator og for beslutningsstøttesystemet for landmændene, er der varierende datakrav efter hvilke middel der er tale om. Generelt inddrager den hollandske indikator flere modeller til at beregne sprøjtemidlernes skæbne i miljøet. Det står dog ikke klart hvilke data der er tale om, men de der er nævnt er sprøjteteknik, persistens, dosering, atmosfærisk emmision (fordampning+ afdrift) og afstand til overfladevand. Det er ikke muligt på baggrund af det publicerede materiale at vurdere resurseforbruget ved den årlige beregning.

NMI er en deterministisk indikatormodel, der beskriver potentielle effekter på regnorm, agerhøne, insekter og vandorganismer ved forskellige eksponeringsveje. Den er fuldt implementeret som beslutningsstøttesystem for de hollandske landmænd. Som belastningsindikator er modellen ikke færdigudviklet, og de forskellige delmodeller der benyttes indehaves af forskellige institutioner. Hvis man besluttede på lang sigt at bruge denne indikator, ville det nok være nødvendigt at købe assistancen ved de relevante institutioner.

2.3 Risikoindikatorer for helse og miljø ved bruk av plantevernmidler – en norsk model til vurdering af pesticiders miljøeffekter

De norske handlingsplaner for pesticider har ikke fastsat præcise reduktionsmål, men tilbage i 1989 vedtog det norske folketing en femårsplan med et formål at reducere pesticidforbruget mest muligt. Som i andre lande kan reduktionen i forbruget målt som kg aktivstof tilskrives et skifte fra produkter, anvendt i kg/ha til produkter, anvendt i g/ha.

I efterfølgende pesticidhandlingsplaner valgte man i Norge at fokusere på at reducere risikoen for miljø og sundhedseffekter med 25 % og at hindre at drikkevand og fødevarer blev forurenet med pesticidrester. For at sikre opfyldelsen af disse målsætninger blev der indført en afgift baseret på dosis pr. hektar, hvor afgiften bestemmes af pesticidernes miljø- og sundhedsegenskaber. Siden ajourføring af systemet i 2003 har man opereret med 3 sundhedsklasser og 3 miljøklasser, og ved at kombinere disse, kan man gruppere pesticiderne i 7 klasser. Endvidere er der klasser for koncentrerede og klar-til-brug hobbyprodukter. For hver klasse er der fastsat et afgiftsniveau (se tabel 2.2).

Tabel 2.2: Oversigt over det norske pesticidafgiftssystem

Afgiftsklasse	Beskrivelse af klasse	Afgiftsniveau
1	Lav sundheds og miljørisiko	0,5 x basis afgift
2	Lav sundhed og middel miljørisiko eller Middel sundhed og lav miljørisiko	3 x basis afgift
3	Lav sundheds- og høj miljørisiko eller middel sundheds og middel miljørisiko eller høj sundheds- og lav miljørisiko.	5 x basis afgift
4	Høj sundheds- og middel miljørisiko eller Middel sundheds og høj miljørisiko.	7 x basis afgift
5	Høj sundheds og miljørisiko	9 x basisafgift
6	Koncentreret hobbyprodukt	50 x basisafgift
7	Brugsfærdige hobbypræparater	150 x basisafgift

2.3.1 Beregning af miljørisikoen

Miljøklassificeringen er enkel og bygger hovedsageligt på internationalt accepterede retningslinjer. Der beregnes et total score for miljøeffekten ved at vægte scorer for forskellige risici. Inden for hvert område gradueres risikoen på en skala fra 0-4. Generelt bruges der metoder, som har været foreslået i internationale fora som FOCUS, EPPO eller i forbindelse med EU's Uniform Principles (Anonym, 2005).

Den samlede miljøscore beregnes som Tm +Tl + Tf + A+ U+ P+ B+F, hvor Tm = score for regnorme (TER værdi i et scenarie med 50 % plantedække), T1 = score for bier og andre leddyr (oral og kontakteksponering indgår), Tf = score for fugle (TER for 300 g plantespisende fugl), A = score for akvatiske organismer (TER for fisk, dafnie, alger eller vandplanter), U = score for udvaskningspotentiale (SCI-GROW modellen(US-EPA 2002) anvendes), P = score for persistens (halveringstiden i jord DT_{50}), B = score for bioakkumulering (log P_{ow}) og F = score for formuleringstype (2 klasser, tabletter, granulater og vandopløselige poser vurderes at være mindst risikable). På grundlag af sammenvejningen af de 7 miljøegenskaber beregnes et totalt scoringstal, hvorefter der sker en opdeling i 3 miljøklasser.

<u>Risiko for sundhed og miljø</u>
I Norge har man som opfølgning på deres handlingsplan udviklet en indikator for at følge udviklingen for sundhed og miljøet. Hvert produkt gives point baseret på iboende egenskaber og beregnet risiko som gennemgået ovenfor i deres afgiftsberegning. De beregnede point kombineres efterfølgende med den solgte mængde (behandlingsindekset) for det enkelte aktivstof som efterfølgende summeres med alle andre aktivstoffer til et udtryk for risiko for miljø i

det enkelte år. Tallet relateres til referenceperioden 96-97. Systemet kunne i princippet kombineres med markspecifikke data og bruges til at beregne den enkelte bedrift risiko.

2.3.2 Datagrundlag og omkostninger ved beregninger

Den norske indikator kræver data for sprøjtemidlernes iboende egenskaber i form af data for udvaskningspotentiale, beregnet ved hjælp af en model udviklet i US-EPA, halveringstid i jord, for bioakkumulerbarhed (Log_{POW}) samt værdier for midlernes giftighed over for regnorm, bier, andre leddyr, fugle og den mest følsomme af tre akvatiske organisme grupper (alger, dafnier og fisk). Det er alt sammen data, der er umiddelbart tilgængelige. Omkostningerne ved beregningerne er små.

Den norske indikator (NERI) er en scoringsindikator, som beregner en total score for miljøeffekten ved at vægte scorer for forskellige risici. Scoreværdierne beskriver henholdsvis toksicitetsmål (for bier, regnorm, andre leddyr, fugle og den mest følsomme af tre organismer fra vandmiljøet) og mål, der beskriver sprøjtemidlets egenskaber og forekomst (udvaskning, persistens, bioakkumulering og formuleringstype). Sumværdien består af alle scorer lagt sammen. I Danmark findes alle oplysninger tilgængeligt, som er nødvendige for at udregne indikatoren.

2.4 Belastningstal

I Danmark er der blevet anvendt belastningstal, som udtryk for pesticiders miljøbelastning. Her er landsforbruget af hvert pesticid (aktivstof) vægtet med giftigheden overfor bestemte organismer og derefter summeret sammen for den samme organisme. Disse tal er nærmere beskrevet i Clausen 1998 og i Gustavson et al 2008, med anvendelse i en tidstrendsanalyse for Danmark. Rationalet bag dette indeks er den, at anvendelsen af pesticider udgør et ”tryk” over for naturen i form af en større eller mindre giftvirkning, og at dette tryk afspejles ved at gange forbrugt mængde med giftigheden, dvs. at dobbelt forbrug med et pesticid med halv giftighed giver uændret belastningstal. Giftigheden vil afhænge af hvilken organisme, der betragtes, og således vil det samme pesticid have forskellig vægt ved beregning af belastningstallet alt efter hvilken organisme giftigheden bestemmes for. Der beregnes således belastningstal for hver organismetype for sig, og disse kan ikke lægges sammen eller på anden måde aggregeres. De kan bruges til at følge udviklingen i de enkelte tal fra år til år og over en årrække, som det f.eks. er gjort af Gustavson et al. (2008).

2.4.1 Datagrundlag og omkostning ved beregninger

Datagrundlaget for belastningsindekset hentes fra godkendelsesmaterialet, den internationale litteratur omkring toksikologi, samt statistikken over landsforbruget af pesticider. Det drejer sig derfor, om et relativt beskedent datagrundlag, der er indsamlet for de seneste 10 år i Danmark. Belastningsindekset er baseret på de organismer, der indgår i de toksikologiske test i godkendelsesmaterialet, og det definerer således hvilke organismegrupper, der indgår. Det er følgende:

- Fisk
- Dafnier
- Alger i vand
- Regnorme

- Bier
- Pattedyr
- Fugle

Giftigheden kan beskrives på flere måde, men især den akutte giftighed er godt undersøgt, så belastningsindekset er primært anvendt med brug af akut giftighed, for ikke at løbe ind i problemer med manglende data for visse stoffer.

Belastningstal er baseret på forbruget vægtet med giftigheden, således at de mest giftige pesticider kommer til at betyde mest for indikatorværdien. ”Giftighed” kan beskrives på mange måder og i forhold til mange forskellige organismer. Der beregnes således belastningstal for hver organismetype for sig. Belastningstal kan bruges til at følge udviklingen i naturbelastningen fra år til år og over en årrække.

3 Forslag til ny indikator for pesticiders belastning af naturen (PestNaB)

Forfatterne finder, som det vil fremgå af kapitel 4, at alle de eksisterende belastningsindikatorer har alvorlige mangler i forhold til at indikere ændringer i naturbelastningen som følge af pesticidanvendelsen. Derfor er det bedste fra de eksisterende modeller og indikatorer blevet kombineret til et nyt rangordningskoncept. I dette forslag til en ny indikator benyttes dels sprøjtemidlernes belastningstal (Gustavson et al., 2008), den geografiske tilgang som i de tyske og hollandske indikatorer og den lokalt forankrede behandlingshyppighed (også kaldet behandlingsindeks). Dette er blevet samlet til et forslag til en ny indikator, der rangordner potentielle påvirkninger på en sådan måde, at det kan samles til en aggregeret værdi. Dette forslag til en indikator vil blive præsenteret nedenfor.

3.1 Baggrund

60-70 % af Danmarks areal er i dag er dækket af agerland. Det er derfor vigtigt, hvad der sker i de småbiotoper der ligger spredt i agerlandet. Landbruget har således, udover deres rolle som producenter, også en rolle som forvaltere af den agerlandstilknyttede natur. Nedenstående billede (Figur 3.1) viser, hvorledes naturelementer kan være spredt i agerlandet.

Bekæmpelsen af uønskede organismer i landbruget bygger i dag hovedsageligt på brugen af sprøjtemidler. Sprøjtemidlerne er effektive overfor skadedyr, plantesygdomme eller ukrudtsplanter. Når landmanden sprøjter, vil det i mange tilfælde også have en virkning på organismer, det ikke var hensigten at ramme. Disse organismer kan være organismer der har en betydning inde på markfladen enten som føde for højere niveauer i fødekæden eller organismer der udfylder en funktion i marken (nedbrydning, bestøvning, biologisk kontrol og lign.) eller det kan være organismer der er beskyttelsesværdige (agerlandstilknyttede fugle og pattedyr). Endvidere findes en række småbiotoper uden for det dyrkede areal, der potentielt eksponeres, hvis sprøjtemidler føres med vinden ud af marken eller transporteres med vandet (dræn og overfladeafstrømning) til vandløb og vandhuller.

Hvis man skal følge udviklingen i pesticiders belastning af naturen, indebærer det, at det er nødvendigt at beskrive/vide, hvor der bliver sprøjtet med hvad, hvor giftigt midlet er, og hvor den marknære natur findes.

For at beskrive utilsigtede effekter på markfladen vil det være nødvendigt, at have viden om følgende forhold:

- Hvilke sprøjtemidler anvendes på markfladen/i den enkelte afgrøde og i hvilke doseringer?
- Hvilken giftighed har disse overfor ikke-målorganismer (regnorm, bier pattedyr og fugle)?

- Hvorledes påvirkes fødekæder inde i marken (ukrudt som føde for planteædende leddyr, fugle og pattedyr, samt insekter som føde for blandt andet agerlandstilknyttede fugle)?

Vandløb og anden natur, der grænser op til marker samt vandhuller på markfladen, er de habitater uden for det dyrkede areal, hvor pesticidpåvirkninger er mest sandsynlige. Derfor skal følgende spørgsmål besvares for at kunne vurdere de potentielle effekter af en given sprøjteadfærd:

- Hvor findes den marknære natur?
- Hvilke sprøjtemidler anvendes i de afgrøder der grænser op til marknær natur og i hvilke mængder bruges de?
- Hvad er giftigheden af de anvendte sprøjtemidler for hhv. vandtilknyttede organismer og for vigtige organismer i den terrestriske natur?
- Hvor udbredt er økologisk jordbrug

Det har derfor været målet med forslaget til en ny dansk pesticidindikator, at indarbejde alle disse oplysninger for herved at blive i stand til at beskrive udviklingen i den potentielle naturbelastning.

Når landmanden sprøjter, vil det i mange tilfælde også have en virkning på organismer, det ikke var hensigten at ramme. Disse organismer kan være organismer, der har en betydning inde på markfladen, eller det kan være organismer, der befinder i småbiotoper uden for det dyrkede areal, der potentielt eksponeres hvis sprøjtemidler føres med vinden ud af marken eller transporteres med vandet.
Det er vigtigt, for at beskrive den potentielle naturpåvirkning som følge af pesticidanvendelsen, at vide:

- Hvor der sprøjtes
- Hvilke sprøjtemidler der sprøjtes med
- Hvad midlers giftigheden er
- Hvor findes naturen i forhold til de sprøjtede marker

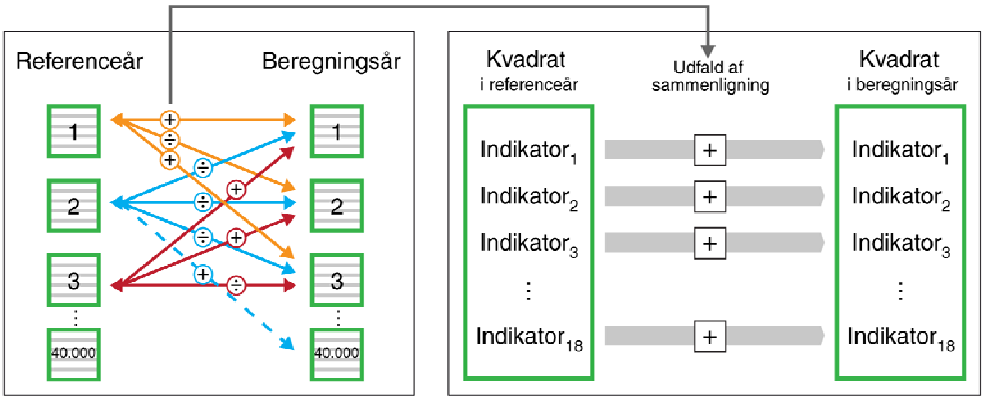
3.2 Overordnet princip for forslaget til en ny dansk indikator

Princippet for den nye indikator er, at Danmark inddeles i et stort antal lokaliteter(kvadrater), der hver har en størrelse på 100 ha (1 km^2) og altså beskriver lokale forhold (eksemplificeret i figur 3.1).

Hvert kvadrat karakteriseres ved følgende forhold: Nærhed til natur, pesticidforbrug og en række delindikatorer som indikerer uønskede effekter (præsenteres senere i afsnittet i tabel 3.1). Indikatoren sammenligner to scenarier (eksempelvis to forskellige år) for at bestemme hvilket år, der er mest naturbelastende. Ved sammenligningen sammenlignes alle kvadrater det første år med alle kvadrater for det andet år.

Figur 3.1: Eksempel på hvorledes Danmark, med henblik på udregninger i en ny pesticidindikator, er blevet delt op i 1 × 1 km kvadrater. Det kvadrat, der er fremhævet med en hvid, fed ramme, er det kvadrat der bruges som eksempel i den videre beskrivelse. Billedet viser samtidig, hvorledes der i et typisk dansk agerland er mange småbiotoper mellem markerne.

For hvert kvadrat vil der være en værdi for hver delindikator. I hver enkelt sammenligning mellem kvadrater bliver alle disse delindikatorer sammenlignet enkeltvis. Hvis alle delindikatorer peger på, at kvadrat 1 har en større værdi end kvadrat 2, medtages sammenligningen i den videre beregning. I de tilfælde, hvor mindst en delindikator er uenig med de andre delindikatorer om naturbelastningen er større eller mindre mellem kvadrater, udelades sammenligningen i den videre beregning (Figur 3.2). Det betyder ikke, at de kvadrater ikke har indflydelse på indikatorværdien, idet de stadig vil indgå, når det samme kvadrat også sammenlignes med alle de andre kvadrater (ca. 41.700). Når konflikterne udelades, er det fordi det ikke umiddelbart er muligt at afgøre, hvad der er vigtigst, hvis for eksempel belastningen af fugle er faldet mens belastningen af dafnier er steget.



Figur 3.2 Principskitse for indikatorberegningerne. Alle kvadrater (nummereret 1-40.000) for referenceåret sammenlignes med alle kvadrater i beregningsåret (venstre side af figuren). Hvis alle delindikatorer peger samme vej, det vil sige alle 18 delindikatorer for eksempel viser en stigende belastning(højre side af figuren), så medtages sammenligningen i den videre beregning.

Indikatorværdien for et givent år er differencen mellem antallet af sammenligninger, hvor $år_0$ har størst potentiel påvirkning og antallet af sammenligninger, hvor $år_x$ har størst naturbelastning delt med det samlede antal sammenligninger (inklusiv dem, hvor der er tvivl om naturbelastningen er større eller mindre).

$$Indikatorværdi(Rangstyrke) = \frac{Antal\ År_0 - Antal\ År_x}{Antal\ År_0 + Antal\ År_x + Antal\ Konflikt}$$

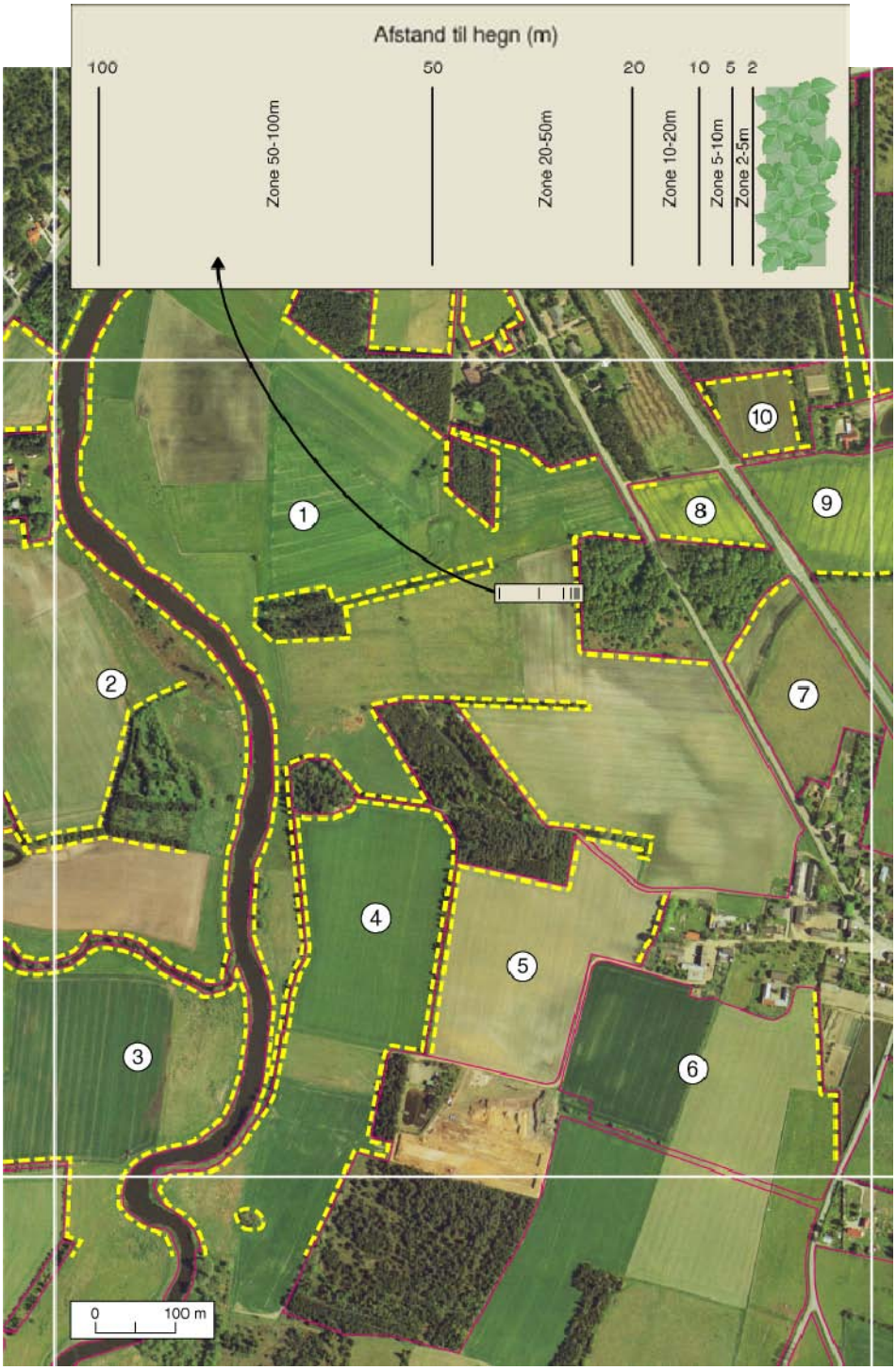
Hvis ***Antal År$_0$*** er større end ***Antal År$_x$*** så afspejler det en tendens for at $År_0$ har større naturbelastning end $År_x$, så hvis ***Rangstyrke*** er positiv så peger det på $År_0$ som mest naturbelastende og omvendt hvis ***Rangstyrke*** er negativ. Hvis der er mange konflikter, dvs. ***Antal Konflikt*** er stor, så vil ***Rangstyrke*** nærme sig 0, svarende til at det ene år ikke med sikkerhed kan siges at betyde en større naturbelastning end det andet år. Værdien for ***Rangstyrke*** vil altid ligge mellem -1 (Total dominans af $År_x$) og 1 (Total dominans af $År_0$).

3.2.1 Geografisk fordeling af naturelementer

Denne indikator estimerer potentielle påvirkninger uden for det dyrkede areal på basis af den geografiske fordeling af naturelementer i forhold til det dyrkede areal.

Landbrugsarealet i Danmark er opdelt i markblokke. En markblok, er typisk ca. 20 ha stor og indeholder 1-5 marker med forskellig afgrøde. En markblok er defineret som ”en geografisk sammenhængende enhed bestående af marker med permanente ydre grænser i form af veje, jernbaner, vandløb, levende og faste hegn etc.” Hver markblok er beskrevet ved en polygon i GIS.

Størrelsen af belastningen af omkringliggende natur bestemmes, ved at inddele det dyrkede areal i zoner i forhold til afstanden til natur. Alle markblokke i hvert kvadrat er blevet zoneinddelt således, at det er opdelt i følgende afstandsklasser til naturelementerne: 2-5 m, 5-10 m, 10-20 m, 20-50 m og 50 til 100 m. Zoneinddelingen blev defineret sådan for at kunne inddrage de eksisterende afstandskrav for specifikke sprøjtemidler. De markarealer, der er mere end 100 m fra naturelementer, vurderes ikke at være af betydning i forhold til pesticidpåvirkning i de marknære naturarealer (I figur 3.3 er markblokkene markeret med tal og naturelementer, hvorfra der laves afstandszoner, er markeret med gule stiplede linjer).



Figur 3.3 Et kvadrat består af et antal markblokke eller dele af markblokke. For hver markblok udregnes et belastningstal ud fra det gennemsnitlige sprøjtemiddelforbrug i den enkelte afgrøde. De enkelte markblokkes bidrag til delindikatorerne vægtes i forhold til det areal der findes i 1 x 1 km kvadratet. Den natur, der giver en zoneinddeling i markblokken, er her markeret med gul stiplet linje. Ud fra et hvert element markeres zoner, som vist skematisk øverst i figuren. Ved overlappende zoner medregnes arealets bidrag til det nærmeste naturelement. Natur, der er placeret i et nabokvadrat, giver også en zone i kvadratet.

Naturens placering i landskabet er kategoriseret på basis af Kort- og Matrikelstyrelsens kortværk (Kort10), fordi dette kortværk har en kendt kvalitet i forhold til geografisk placering. Kort 10 er kortmateriale, der er lavet ud fra flyfoto, hvor en lang række objekter klassificeres og eventuelt digitaliseres. De klasser der er relevante for nærværende formål og kategoriseret under temaet

”Natur” i Kort10 er: Dige, levende hegn, trægruppe, skov, hede, vådområde, fredet fortidsminder (gravhøj), sø og vandløb. I denne kategorisering falder vej- og baneskråninger ud ligesom grøfter ikke er medtaget. Tørre bakker og lignende habitater vil højst sandsynligt være klassificeret under ”Hede”, fordi det kan være svært at skelne naturtyper (videre information om Kort10 findes på følgende internetadresse: http://www.kms.dk/Landkortogtopografi/DanmarksTopografiskeDatabaser/Kort10/).

Princip for indikator

Danmark inddeles i et stort antal kvadrater, der hver har en størrelse på 100 ha (1 km^2). Hvert kvadrat karakteriseres ved følgende forhold: Nærhed til natur, pesticidforbrug og en række delindikatorer, som indikerer uønskede effekter. Indikatoren sammenligner to scenarier (eksempelvis to forskellige år) for at bestemme hvilket år, der er mest naturbelastende. For hvert kvadrat vil der være en værdi for hver delindikator. I hver enkelt sammenligning mellem kvadrater bliver alle disse delindikatorer sammenlignet enkeltvis. Hvis alle delindikatorer peger på, at det ene kvadrat har en større værdi end det andet kvadrat, medtages sammenligningen i den videre beregning. Indikatorværdien for et givent år er differencen mellem antallet af sammenligninger, hvor $år_0$ har størst potentiel påvirkning og antallet af sammenligninger, hvor $år_x$ har størst naturbelastning delt med det samlede antal sammenligninger (inklusiv dem, hvor der er tvivl om naturbelastningen er større eller mindre).

$$Indikatorværdi = \frac{Antal\ År_0 - Antal\ År_x}{Antal\ År_0 + Antal\ År_x + Antal\ Konflikt}$$

Hvis ***Antal År$_0$*** er større end ***Antal År$_x$*** så afspejler det en tendens for at $År_0$ har større naturbelastning end $År_x$, så hvis Indikatorværdien er positiv, så peger det på $År_0$ som mest naturbelastende og omvendt, hvis værdien er negativ.

3.2.2 Delindikatorer for potentielle natureffekter

De udvalgte delindikatorer beskriver væsentlige utilsigtede effekter som følge af pesticidanvendelsen. Kjær et al. 2007 gennemgang viste, at effekter var sandsynlige i de biotoper, der ligger nærmest til det dyrkede areal, og at det er vist, at fødekæderne i marken påvirkes. Der er 18 delindikatorer, der alle beskrives ved en dosering og et mål for giftighed. Giftigheden bestemmes, ligesom i SYNOPS og NMI, ved et afgrøderelateret belastningstal eller ved et behandlingsindeks for hvert år ud fra det estimerede forbrug for de enkelte afgrøder. Indikatorens præcision og evne til at beskrive den reelle belastning kan, som beskrevet senere, blive meget bedre hvis data om den enkelte landmands pesticidforbrug bliver tilgængelige. De 18 delindikatorer er organiseret i flere beskyttelseskategorier efter hvor belastningen opstår: I marken, i vandløb og vandhuller i umiddelbar nærhed af det dyrkede areal og terrestriske biotoper i umiddelbar nærhed af det dyrkede areal. I tabel 3.1 nedenfor er de enkelte delindikatorer præsenteret og nærmere beskrevet i de følgende afsnit.

Tabel 3.1 Liste over de 18 delindikatorer i forhold til den måde naturen udsættes for sprøjtemidlet (eksponeringsvej), hvilke typer organismer der rammes (indikatorgruppe), hvordan den potentielle påvirkning bestemmes (mål) og hvilken biotop de beskriver (beskyttelseskategori).

Nr.	Eksponering	Indikatorgruppe	Mål	Beskyttelseskategori
1	Effekter i marken	Pattedyr	Belastningstal	Mark
2		Fugle	Belastningstal	Mark
3		Bier	Belastningstal	Mark
4		Regnorme	Belastningstal	Mark
5		Insekter	Behandlingsindeks	Mark
6		Planter	Behandlingsindeks	Mark
7	Afdrift til terrestriske kantbiotoper	Bier	Belastningstal	Terrestrisk natur uden for markfalden
8		Leddyr	Belastningstal	Terrestrisk natur uden for markfalden
9		Planter	Belastningstal	Terrestrisk natur uden for markfalden
10	Drænudløb til vandmiljøet	Alger	Belastningstal	Vandmiljø
11		Invertebrater	Belastningstal	Vandmiljø
12		Fisk	Belastningstal	Vandmiljø
13	Afdrift til vandløb	Alger	Belastningstal	Vandmiljø
14		Invertebrater	Belastningstal	Vandmiljø
15		Fisk	Belastningstal	Vandmiljø
16	Afdrift til vandhul	Alger	Belastningstal	Vandmiljø
17		Invertebrater	Belastningstal	Vandmiljø
18		Fisk	Belastningstal	Vandmiljø

3.2.2.1 På markfladen

På markfladen bestemmes belastningen ud fra afgrødefordelingen (information fra det generelle landbrugsregister, GLR) og det gennemsnitlige pesticidforbrug i den givne afgrøde. Potentielle effekter inde på det dyrkede areal er påvirkning af jordbundsorganismerne (regnorm), bestøvere (bier), og giftvirkninger på pattedyr, fugle samt fødekædeeffekter (plantebiomasse og leddyrsbiomasse) (Indikator 1-6). For pattedyr, fugle, bier og regnorm beskrives den potentielle effekt ved belastningstallet (dosering ganget med et mål for giftighed) for den enkelte organisme/organismegruppe summeret for alle de anvendte sprøjtemidler.

Potentielle fødekædeeffekter, såsom indirekte effekter på eksempelvis fugle, beskrives ved hhv. insekticiders og herbiciders behandlingsindeks (BI), idet der er fundet en sammenhæng mellem BI og forekomst af fugle, ukrudt og insekter (Esbjerg og Petersen, 2002). På markfladen er der endvidere generelt enighed om at insekticider og herbicider har en større betydning for fødekæderne i marken end fungicider og vækstreguleringsmidler. (Reddersen et al., 1998) fandt således, at herbicider har større betydning for invertebratfaunaen i marken end fungicider har. Det fremgik af Bichelrapporten, at insektfaunaen vil blive forøget mest, ved at undlade sprøjtning med insekticider eller herbicider. Derudover har (Taylor et al., 2006) fundet, at felter med større mængde af ukrudt indeholder flere leddyr, ligesom herbicidbehandlede felter har den laveste forekomst.

3.2.2.2 Naturelementer udenfor det dyrkede areal

Afdrift af sprøjtemidler til vandrette flader (vandløb, vandhuller og jordoverfladen) reduceres med afstanden til det sprøjtede areal, således at afsætningen er omvendt proportional med afstanden (Ganzelmeier et al., 1995; Rautmann et al., 2001). På samme måde er det vist, at afsætning på organismer, der har en udbredelse i højden, er proportional med afstanden (Bruus Pedersen et al., In Press), men afsætningsmængden er en anden. I indikatoren betyder forskelle i afsætningsmængder mellem delindikatorer ingenting, idet det ikke er de nominelle størrelser, der sammenlignes mellem de enkelte delindikatorer, men kun om forskelle mellem kvadrater ændrer sig i samme retning. Bidraget fra et givent areal til et naturelement bestemmes ved at vægte den udsprøjtede mængde til 1/(Afstanden+1), da denne funktion følger empirisk bestemte værdier tæt for afstande meget større end 1 og samtidig har den egenskab, at afsætning er lig med dosering, når afstanden=0. Kvadratets påvirkning beregnes ved at summere bidragene fra de afstandszoner, som kvadraterne er inddelt i. Zonerne er separat bestemt for hhv. vandløb, søer og vandhuller, og terrestriske biotoper.

3.2.2.2.1 Terrestrisk natur uden for markfladen

Den terrestriske natur uden for markfladen eksponeres gennem sprøjtemiddelafdrift. Beregnet forbrug for hvert aktivstof i hver afstandszone inden for en markblok per areal vægtes med toksiciteten for relevante organismer. Derved fremkommer delindikatorer for den økotoksikologiske belastning i tørre naturtyper i umiddelbar nærhed af markblokken. De relevante organismer er i denne sammenhæng: Bier (indikator 7), den mest følsomme af de to organismer der indgår i godkendelsesmaterialet i kategorien ”andre leddyr” (indikator 8), samt planter (indikator 9). Fordi der ikke findes effektdata for vilde planter, er belastningstallet for denne delindikator baseret på de EC_{50}-værdier, der findes for ukrudtplanter i Planteværn Online (Rydahl, 2004). I Planteværn Online er der for glyphosat kun værdier for en enkelt ukrudtsplante. Vi har derfor suppleret med data for 15 vilde plantearter (Boutin et al., 2004).

3.2.2.2.2 Vandmiljø

Vandmiljøet beskrives både i forhold til dræn og afdrift, med forskellig vægtning. Ved dræn laves der ingen vægtning efter afstand, men derimod reduceres dosis i forhold til pesticidets binding til jord (K_d), da denne kan være meget forskellig og har stor betydning for den pesticidmængde, som kan afgives fra jord til drænrør. Belastningen ved afdrift til vandløb og vandhuller beskrives med de samme mål for giftighed (akut giftvirkning på alger, dafnier og fisk) som for dræn, men med en afstandsvægtning. Hvis der er indført en beskyttelseszone til vandmiljøet for et bestemt aktivstof, vil afstande, der ligger inden for beskyttelsesafstanden være udeladt i beregningerne. Der er medregnet 2 m beskyttelseszone til alle vandløb og vandhuller/søer (vandløbslovens krav om en 2 m dyrkningsfri zone til vandmiljø), ligesom afstandskrav for specifikke pesticider er medregnet.

Delindikatorer
PestNaB involverer 18 forskellige delindikatorer. De 18 delindikatorer er organiseret i flere beskyttelseskategorier efter hvor belastningen opstår: I marken, i vandløb og vandhuller i umiddelbar nærhed af det dyrkede areal og terrestriske biotoper i umiddelbar nærhed af det dyrkede areal.

På markfladen er følgende potentielle effekter repræsenteret:. Påvirkning af jordbundsorganismerne (regnorm), bestøvere (bier), og giftvirkninger på pattedyr, fugle samt fødekædeeffekter.

Den terrestriske natur uden for markfladen eksponeres ved sprøjtemiddel-afdrift. Betydningen heraf på plantesamfund og på leddyrsfaunaen bestemmes ved at afstandsvægte forbrug med giftigheden for planter, bier og test med "andre leddyr".

Potentielle effekter i vandmiljøet er opdelt efter, hvor eksponering kan opstå (vandløb eller søer og vandhuller) og er afhængigt af eksponeringsvejen (drænudvaskning og afdrift). Ved drænudvaskning laves der ingen vægtning efter afstand, men derimod reduceres dosis i forhold til pesticidets binding til jord (K_d), da denne kan være meget forskellig og har stor betydning for den pesticidmængde, som kan afgives fra jord til drænrør. Belastningen ved afdrift med de samme mål for giftighed (akut giftvirkning på alger, dafnier og fisk) som for dræn, men med en afstandsvægtning.

3.2.2.3 Beregning af værdier for delindikatorer
Dosis (sprøjtemiddel per arealenhed × Areal) i et kvadrat for et givet pesticid ***j*** bestemmes ved at summere bidragene fra alle afgrøder i kvadratet. Det kan rent matematisk beskrives ved følgende formel:

$$KvadratDosis_j = \frac{\sum_{Alle\ afgrøder} Dosis_{j,g} \cdot A_g}{KvadratAreal}$$

hvor $Dosering_{j,g}$ er den gennemsnitlig dosering for pesticid j på afgrøde ***g*** og A_g er arealet af afgrøde ***g*** i kvadratet.

Den potentielle effekt af en dosering beskrives enten ved et belastningstal (I) Indikatorer nummeret fra 1-4 og 7-18) eller et behandlingsindeks (BI) (Indikatorerne 5-6). Belastningstallet er forholdet mellem den anvendte mængde sprøjtemiddel og en toksicitetsparameter. Et eksempel på en toksicitetsparameter er den dosis, der slår 50 % af testorganismerne ihjel (LC_{50}). I denne indikator summeres alle belastningstal for alle anvendte sprøjtemidler til et tal. Det kan matematisk beskrives ved følgende formel:

$$I = \sum_{Alle\ stoffer} \frac{KvadratDosis_j}{Toksicitetsparameter_j}$$

Behandlingsindeks udregnes som forholdet mellem den anvendte mængde sprøjtemiddel og en fastsat standarddosering (der pt. anvendes i beregningen af BH).

BI udregnes for henholdsvis insekticider og herbicider, hvor alle BI for alle enkeltstoffer summeres i det konkrete kvadrat. ***BI*** kan beskrives ved følgende formel:

$$BI = \sum_{Insekticider} \frac{KvadratDosis_j}{S\tan darddosis_j}$$

Da kvadraterne ikke er sammenfaldende med markblokke, kan der godt være flere afgrøder i et kvadrat. Bidragene til den potentielle effekt summeres for alle markblokke i kvadratet i forhold til deres respektive areal.

4 Vurdering af brugbarhed af eksisterende og nye indikatorer

Det forrige afsnit præsenterede forskellige pesticidbelastningsindikatorer med relevans for danske forhold, men der findes andre lignende indikatorer, som ikke er medtaget i denne evaluering. De er dog alle beslægtede med de udvalgte indikatorer. For at sammenligne de præsenterede indikatorer, blev der forud for arbejdet opstillet kvalitetskriterier, som kunne danne baggrund for en vurdering af indikatorernes egnethed som naturbelastningsindikator. Vurderingskriterierne fremgår af første søjle i Tabel 4.1. Sammenligning af indikatorerne blev gennemført ud fra følgende prioritering:

- ***Mest vigtig:*** "Belastning af følgende miljøtyper skal indgå troværdigt"
- ***Mindre vigtig***:
  - "Skal på troværdig vis inddrage effekten af virkemidler"
  - "Skal være relevant som beslutningsstøtte"
- ***Mindst vigtig***: "Resursebehov og dataforudsætninger for årlig afrapportering skal være begrænset"

Tabel 4.1 giver en oversigt over det omfang som den enkelte indikator opfylder i kvalitetskriterierne. Behandlingshyppigheden er medtaget for at give et billede af, hvad en ny indikator vil kunne bidrage med i forhold til den hidtidige praksis. Baggrunden for denne vurdering er præsenteret i de følgende afsnit kriterium for kriterium.

4.1 Troværdig vurdering af naturbelastning

Pesticiders påvirkning af naturen er yderst kompliceret, og enhver indikator skal derfor betragtes som en usikker beregning, der kun giver relative mål for den utilsigtede effekt på naturen, med brug af den bedst tilgængelige viden. Indikatorer kan derfor ikke forudsige, om der er effekter eller ej, men blot om risikoen for effekter er større eller mindre.

To faktorer har betydning for om utilsigtede effekter kan opstå: (1) Pesticidet skal være til stede, der hvor der kan opstå effekter, f.eks. skal pesticidet transporteres hen til et levende hegn, før der kan opstå effekter i dette; (2) Pesticidet skal have en vis giftighed over for de organismer, der rammes, f.eks., hvis et pesticid bliver transporteret hen til et levende hegn, så skal pesticidet have en vis giftighed over for planterne, der vokser her, før der opstår direkte effekter på planter. Det første punkt betegnes "transport", mens det andet punkt betegnes "giftighed" i den følgende tekst. Før en effekt kan opstå skal et pesticid således **både** transporteres til der, hvor effekterne opstår **og** have en vis giftighed. Et pesticid, der ikke er særligt giftigt vil ikke nødvendigvis give betydelige effekter, selvom det bliver transporteret hen til et sted, hvor der kan opstå effekter. Omvendt kan et meget giftigt pesticid godt give effekter, selvom det kun i yderst begrænsede mængder transporteres til steder, hvor effekter kan opstå. Det er således vigtigt, at en indikator kan tilskrives en troværdighed i forhold til både transport og giftighed, før den kan tilskrives nogen troværdighed generelt. Den største usikkerhed vil sætte dagsorden for den opnåede troværdighed, så det kan f.eks. ikke nytte at kompensere for en utroværdig be-

skrivelse af giftighed ved at opstille en stor troværdig i forhold til beskrivelsen af transporten.

En beregnet transport og giftighed, skal sammenholdes til en resulterende effekt, der igen skal sammenholdes for mange forskellige pesticider, brugt forskellige steder til forskellige tidspunkter og måske også samles for giftigheden over for flere typer organismer. Der er således er lang række led, der aggregerer beregninger for flere enkeltsituationer mod en samlende konklusion. En indikator kan godt beskrive både transport og giftighed med god troværdighed for enkelte pesticider og enkelte typer af effekter, uden at de endelige beregninger bliver troværdige, hvis denne aggregering ikke udføres ordentligt. En indikator, der ikke udfører omfangsrig aggregering, vil normalt være svær for beslutningstagere at bruge, da konklusionerne fra en sådan indikator let bliver meget flertydig med mange enkeltresultatet og derfor svære at overskue. Da en indikator netop skal give overskuelige svar, så er aggregeringsaspektet vigtigt. En aggregering vil dog typisk betyde en forsimpling og dermed indføre ekstra usikkerhed. Der opstår derfor et dilemma mellem kravet om god troværdighed på den ene side og kravet om aggregering af komplekse forhold til simple og få indikatorværdier på den anden side. Det er en udfordring for en troværdig indikator at håndtere dette dilemma på bedst mulig måde.

4.1.1 Troværdighed af indikatortypernes beregning af pesticidernes transport i miljøet

4.1.1.1 Deterministiske indikatorer

Deterministiske indikatorer, som både den tyske (SYNOPS) og den hollandske (NMI) hører til, søger ved hjælp af komplicerede modeller, at beskrive det enkelte sprøjtemiddels forekomst i naturen med meget stor nøjagtighed. Det kræver meget detaljerede oplysninger om lokale forhold og en viden om hvilke faktorer er mest betydende, for at kunne gøre det. En enkelt undersøgelse har brugt SYNOPS til at beregne, hvor meget sprøjtemiddel, der ville være i et vandløb neden for en konkret Papaya-mark i forbindelse med en sprøjtehændelse. De fandt, at den beregnede koncentration var 10 til 50 gange så stor som den målte (Hernandez-Hernandez et al., 2007). Ligeledes er der i EU-projektet HAIR lavet en sammenligning af SYNOPS's estimater for pesticider i danske vandløb med de fund af sprøjtemidler, der blev gjort i NOVA-overvågningen. Det viste sig i denne undersøgelse, at under danske forhold var sammenhængen mellem de beregnede tal og overvågningstallene ikke bedre end sammenhængen mellem det lokale forbrug og overvågningstallene (Damgaard et al., 2007). Det viser, at komplicerede deterministiske modeller/indikatorer som SYNOPS ikke synes at øge indikatorens troværdighed ved at udføre komplicerede beregninger, der beskriver transporten i vandmiljøet.

Transporten til den tørre natur uden for markfladen beskrives i både SYNOPS og NMI gennem empiriske afdriftfunktioner, hvor SYNOPS bruger tyske såkaldte Ganzelmeierfunktioner (Ganzelmeier et al., 1995; Rautmann et al., 2001) og NMI bruger Hollandske versioner af tilsvarende afdriftfunktioner. Disse funktioner beskriver afsætningen fra sprøjteskyen, når den driver med vinden ud over markkanten og er fastlagt ud fra en lang række markforsøg. Afdriftfunktioner er således bestemt ud fra realistiske forhold i fuld skala og derfor at betragte som relativt gode estimater af de virkelige forhold. Der er dog en række forhold omkring geometrien for f.eks. levende hegn samt forskellige metrologiske forhold, der påvirker en afdrift, så afdriftfunktionerne er stadig at betragte som grove tilnærmelser.

De deterministiske indikatorer søger at beskrive transporten til vandmiljøet ud fra relativ komplicerede beregninger, der er svære at tilegne en tilsvarende troværdighed. Derimod er deres beskrivelse af transporten gennem luften til den tørre natur mere realistisk og baseret på fuldskalamålinger.

4.1.1.2 Score-systemer

I den norske indikator NERI inddrages transporten gennem tre scoringsparametre: U = score for udvaskningspotentiale (SCI-GROW modellen(US-EPA 2002) anvendes), P = score for persistens (halveringstiden i jord DT_{50}) og B = score for bioakkumulering (log P_{ow}). Udvaskningspotentiale og persistens i jorden har betydning for vandmiljøet, mens bioakkumulering kan siges at have betydning for den eksponering, der kan forekomme gennem føden. Den type af eksponering, der er inddraget her dækker typisk en langtidseksponering i vandmiljøet og i biota som følge af ophobning af pesticider, hvorimod den kortvarige lokale eksponering fra f.eks. en sprøjtesky på bestemte områder ikke er inddraget.

Den norske indikator, NERI inddrager transporten af pesticider, svarende til udvaskning, bioakkumulering, ophobning i jorden. Dette inddrager en længere tidshorisont, hvilket udelukker den kortvarige og lokalt voldsomme transport omkring markfladen og på selve marken.

4.1.1.3 Forbrugsindikatorer

Forbrugsindikatorer inddrager ikke transporten i bergningerne. Der er derfor ingen antagelser om transportveje og -hastigheder. De er baseret på den antagelse at jo mere stof der bruges jo mere bliver transporteret til naturen.

Forbrugsindikatorer inddrager ikke transporten rundt i miljøet af pesticider men antager, at jo mere stof der bruges jo mere bliver der transporteret til naturen.

4.1.1.4 Belastningsindeks (Forbrug × giftighed)

Belastningstal har samme forudsætninger om transport af pesticider som forbrugsindikatorer.

Belastningstal inddrager ikke transporten rundt i miljøet af pesticider men antager, at jo mere stof der bruges jo mere bliver der transporteret til naturen.

4.1.1.5 Rangordningsindikatoren PestNaB

I PestNaB inddrages luftbåren transport til den terrestriske natur uden for markfladen, samt til vandmiljøet ved at bruge en afstandsvægtning svarende til Ganzelmeierfunktionen og på den måde anvendes samme princip som SYNOPS. Transport til dræn er estimeret gennem forbruget delt med adsorptionskoefficienten til jord, hvilket er en meget simpel beskrivelse sammenlignet med f.eks. de deterministiske indikatorer.

PestNaB inddrager lufttransport væk fra marken baseret på de samme fuldskalamålinger, som er anvendt for de deterministiske indikatorer. Derimod er transporten til vandmiljøet alene beregnet ved at vægte forbruget med adsorptionen til jord, for at inddrage det forhold at nogle pesticider adsorberer kraftigere til jorden end andre.

4.1.2 Troværdigheden af effekter indregnet i de enkelte indikatorer

En forbrugsindikator, der alene betragter forbrugt mængde i kg, vil selvfølgelig ikke inddrage forhold omkring giftighed. Hvis forbrugsindikatoren derimod udtrykker antallet af behandlinger som en behandlingshyppighed, inddrages alene effekter på marken i forhold til målorganismer for pesticiderne og dermed ikke giftigheden over for andre ikke-målorganismer, der utilsigtet bliver påvirket. De øvrige typer af indikatorer inddrager giftighed ved primært at anvende det datagrundlag, der ligger til grund for godkendelsesproceduren suppleret med den videnskabelige litteratur. Den måde, indikatorerne beskriver giftigheden, er meget ens. Det er et simpelt produkt mellem eksponering og giftighed.

Indikatorerne afviger primært fra hinanden ved antallet af effektmål der er medtaget (Tabel 4.1). De forskellige indikatorer medtager således ikke effekter i det samme omfang. I den tyske indikator indgår for det dyrkede areal (markfladen) effekter på regnorm som det eneste, mens den hollandske indikator også medtager effekter på agerhøns som følge af sprøjtemiddelkontamineret føde. Til gengæld inddrager disse to langtidseffekter, som de er beskrevet med toksikologiske test over f.eks. 21 dage. Belastningstallene medtager de terrestriske organismer regnorm, bier, fugle og pattedyr. I forslaget til en ny dansk indikator medtages, som tidligere beskrevet, effekter på regnorm, bier, fugle, pattedyr og indirekte effekter estimeret ved behandlingshyppighed for herbicider og insekticider.

Mulige effekter i terrestriske biotoper i umiddelbar nærhed af det dyrkede areal er ikke en del af hverken den hollandske, den norske indikator, eller Behandlingshyppigheden. Den tyske indikator har medtaget effekter på bier. I PestNaB er effekter på planter, bier og på andre leddyr medtaget.

For vandmiljøet i umiddelbar nærhed af det dyrkede areal udnytter alle indikatorer undtagen behandlingshyppigheden mål for effekter på dafnier, alger og/eller fisk.

Tabel 4.1 Oversigt over effektmål der bruges i forskellige pesticidindikatorer. Både SYNOPS og NMI inddrager både akutte og langtidseffekter for de angivende organismer, mens alle øvrige indikatorer primært bruger data fra test for akutte effekter.

Beskyttelseskategori	BH	SYNOPS	NMI	Belastningstal	NERI	PestNaB
Markfladen	Fødekæde-effekter	Regnorm	Regnorm Fugl	Regnorm Fugle Bier Pattedyr	Regnorm Fugle Bier	Regnorm Fugle Bier Pattedyr Fødekædeef-fekter
Afdrift og drænudløb til Vandmiljøet	Ingen	Alger Dafnier Fisk	Alger Dafnier Fisk	Alger Dafnier Fisk	Alger Dafnier Fisk	Alger Dafnier Fisk
Afdrift til terrestriske biotoper	Ingen	Bier	Ingen	Simuleres gennem mark-fladen	Ingen	Bier Leddyr i øvrigt Planter

Forbrugsindikatorer inddrager ikke giftigheden af det enkelte pesticid direkte, mens de øvrige typer af indikatorer inddrager giftigheden ud fra de samme data. Det betyder, at indikatorerne mest afviger fra hinanden i forhold til hvor mange forskellige typer af organismer, de anvender til at beskrive forskellige sider af giftighed. Belastningsindekset og PestNaB er de indikatorer, der anvender flest typer af forskellige organismer i deres beskrivelse af giftighed. SYNOPS og NMI beskriver til gengæld langtidseffekter over 21 dage og således ikke kun akut giftighed, der opstår kort efter en organisme er blevet påvirket.

4.1.3 Troværdighed af de anvendte aggregeringsprincipper

4.1.3.1 Deterministiske indikatorer

Aggregeringen i SYNOPS og NMI er ikke helt veldefineret i forhold til national beslutningsstøtte, hvilket afspejler, at disse metoder ikke er implementeret i fuldt omfang. Det betyder, at resultaterne fra disse indikatorer vil bestå af en lang række delresultater, der ikke udtrykker en samlet konklusion. Der foregår desuden en række aggregering i indikatorerne på mere detaljeret niveau, SYNOPS beskriver således koncentrationen i vand ved at addere bidrag af sprøjtemidler fra drænudløb, overfladeafstrømning og afdrift til vandløbet. Det antages for eksempel i modellen, at det tager 2 dage fra en regnbyge til der er en udvaskning til vandløbet, og at det er væk igen inden for 24 timer. Om dette er tilfældet, afhænger af, om alle de betydende faktorer er medtaget.

For at aggregere til landstal bruger SYNOPS og NMI et standardscenarie, hvilket betyder, at beregningerne er følsomme over for antagelser om eksempelvis hældning og indhold af organisk stof, men disse parametre kan med danske data godt udregnes for velundersøgte områder. Der er dog ikke forslag til, hvorledes det skal aggregeres til en samlet målsætning på landsplan, og det fremgår heller ikke af det publicerede materiale, hvorledes data aggregeres i de regionale beregninger med inddragelse af geografiske data på større skala, ikke

bare den enkelte mark. Der er således tale om et meget konkret tal som dog ikke er repræsentativt for hele landskabet.

For at indgå som indikator på effektiv vis skal pesticiderne kunne aggregeres i en samlet værdi for belastning. Det vil kunne foregå for en deterministisk indikator, hvis den summerer den beregnede eksponeringsvægtede toksicitet for hvert pesticid, hvilket vil forudsætte de samme forhold omkring forskellige pesticiders virkning på den samme organisme, som ligger bag et belastningsindeks.

Deterministiske modeller undgår ikke at udføre er lang række kritiske aggregeringer af resultater, der let forplumrer resultatet i forhold til de komplekse sammenhænge, som den type indikatorer udtrykker i forhold til at beskrive transporten til vandmiljøet.

4.1.3.2 Score-systemer

I den norske indikator NERI tildeles henholdsvis toksisitetsmål (for bier, regnorm, andre leddyr, fugle og den mest følsomme af tre organismer fra vandmiljøet) og mål, der beskriver sprøjtemidlets egenskaber og forekomst (udvaskning, persistens, bioakkumulering og formuleringstype), en score ud fra størrelsen af værdien. På denne måde samles værdier, der er størrelsesordner forskellige, til scorer mellem 0 og eksempelvis 4. Et af de store problemer ved denne type indikatorer er, at man herved ikke har nogen ide om, hvorledes den enkelte score relateres til belastningen i miljøet. I nogle scoringsindikatorer vægtes de enkelte parametre i forhold til deres betydning og samles til et tal (i den norske summeres værdierne uden vægtning). Det er endvidere sådan, at som følge af både scoringssystemet og summering af forskellige parametre vil forskelle mellem sprøjtemidler udlignes. Det skyldes, at belastningstal, som dem der bruges i NERI, kan variere med en faktor 10.000 (fra $1{,}4 \times 10^{-5}$ til 0,54 (bier)). De konverteres til værdier mellem 1 og 4, for bagefter at blive summeret til et tal.

Et scoresystem, hvor scoringen lægges sammen som i NERI, har en alvorlig fejl, jf. følgende: Det er klart at et meget giftigt pesticid, der transporteres i store mængder ud i miljøet er mere belastende end to pesticider tilsammen, hvor det ene er meget giftigt, men stor set ikke kommer ud i miljøet, mens det andet er næsten ugiftigt, men transporteres ud i miljøet. Et scoresystem som NERI vil derimod meget let komme til at give begge disse to tilfælde samme naturbelastning, hvilket er direkte misvisende.

En aggregering bliver let meningsløs, hvis meget forskellige forhold sammenholdes og således synes det problematisk at både grundvandsbelastning og naturbelastning aggregeres i samme indeks, da disse afspejler meget forskellige problemstillinger.

I en scoringsindikator som NERI er det svært at vide, hvorledes den enkelte score relateres til belastningen i miljøet. Det skyldes blandt andet, at usammenlignelige størrelser summeres (eksempelvis effektstørrelse på regnorm og dafnier). Det er endvidere sådan, at forskelle mellem sprøjtemidler let udlignes, når transport beskrives med en score og giftighed med en anden, på en måde, der giver vildledende og direkte fagligt forkerte resultater.

4.1.3.3 Forbrugsindikatorer

Forbrugsindikatorer som f.eks. Behandlingshyppigheden er så simple i deres opbygning at en aggregering næsten er selvopfyldende, men rent faktisk aggregeres med den enhed, som forbruget defineres i forhold til. Hvis forbruget opgives i kg, så forudsættes det således at 1 kg af et pesticid svarer til 1 kg af et andet pesticid. Er forbrugsindikatoren udtrykt ved en behandlingshyppighed, så forudsættes det, at en behandling mod en slags skadegører svarer i naturbelastning til en anden behandling af et måske et andet pesticid mod en anden skadegører. Der er dog muligt at underinddele en forbrugsindikator i kategorier af pesticider som f.eks. herbicider og insekticider eller andre kategorier, f.eks. afgrødetyper.

Forbrugsindikatorer er nærmest per definition aggregerede efter om pesticiderne måles i kg eller i antal behandlinger, men det er dog muligt at betragte forbruget alene af herbicider eller insekticider og dermed disaggregere en forbrugsindikator.

4.1.3.4 Belastningsindeks (Forbrug/giftighed)

Belastningsindekset aggregerer forskellige pesticider efter deres forbrugsvægtede giftighed over for den samme type organismer. Således findes f.eks. belastningen over for fisk ved at summere forbrugsvægtede værdier af fisketoksicitet for alle de anvendte pesticider. Derved fremkommer et tal for hver type organisme, der ikke er indbyrdes sammenlignelig, og som derfor kan være svære at bruge til endelige konklusioner. Det kan f.eks. være tilfældet, at belastningsindekset for dafnier viser et resultat, mens indekset for fisk viser et andet, og så er der svært at udtale sig om vandmiljøet generelt.

Et belastningsindeks aggregerer på tværs af pesticider alt efter deres forbrug og toksicitet over for en bestemt organismetype. Det betyder, at der kommer en indikatorværdi for hver organismetype.

4.1.3.5 Rangordningsindikatoren PestNaB

Alle indikatorer er relative og afspejler mange forskelligartede påvirkninger, som ikke med nogen rimelighed kan målsættes mod hinanden. Den foreslåede nye indikator PestNaB har taget den fulde konsekvens af dette faktum og er således alene baseret på rangordning mellem to scenarier, hvor hvert scenarie afspejler et landsdækkende forbrug af pesticider. Lokale værdier for naturbelastningen beregnes i 1 × 1 km kvadrater i hele landet. Da hvert kvadrat i et forbrugsscenarie sammenlignes med hvert kvadrat i et andet forbrugsscenarie opnås et meget stort antal sammenligninger. Dette muliggør en aggregering af flere delindikatorer uden at de faktisk sammenvejes, som beskrevet i Appendiks A, ved at tælle relationer hvor delindikatorerne ikke er uenige om en rang mellem to kvadrater fra hvert sit scenarie. Ved denne aggregeringsform er det vigtigt at undersøge konflikter, hvor delindikatorerne ikke er enige. Dette gøres i PestNaB ved at kortlægge de enkelte delindikatorers indflydelse på det aggregerede resultat samt at foretage aggregeringer i større eller mindre grad efter beskyttelseskategorier, se Appendiks A. I den fuldt aggregerede form vil indikatoren være konservativ, sådan forstået, at hvis der sker en forbedring i eksempelvis vandmiljøets belastning, vil det ikke nødvendigvis vise sig i indikatorværdien. Det skyldes, at andre beskyttelseskategorier kan være dem, der har størst betydning. Det er først, når den ændrede adfærd har reduceret belastningen for alle beskyttelseskategorier, at forandringen vil slå hårdt igennem.

Den foreslåede nye indikator PestNaB har taget den fulde konsekvens af at alle indikatorer er relative og er derfor alene baseret på rangordning mellem to scenarier, hvor hvert scenarie afspejler et landsdækkende forbrug af pesticider. Der indføres en aggregering baseret på et meget stort antal rangordninger mellem lokale forhold i et scenarie og lokale forhold i et andet scenario.

I den fuldt aggregerede form vil indikatoren være konservativ, sådan forstået, at hvis der sker en forbedring i eksempelvis vandmiljøets belastning vil det ikke nødvendigvis vise sig i indikatorværdien før alle beskyttelseskategorier er enig i at der er sket en forbedring.

4.2 Inddragelse af tiltag til en reduceret naturbelastning

For indikatorer, der skal dokumentere opfyldelsen af konkrete forvaltningsmål, er det ønskeligt, at effekten af konkrete tiltag, der forandrer naturbelastningen, inddrages direkte ved deres betydning i indikatoren og at det efterfølgende er muligt at beskrive, i hvilket omfang tiltaget er bragt i spil. Naturbelastningen, som følge af pesticidanvendelse, bestemmes af en række forhold, der til en vis grad er adfærdsstyret (sprøjtet areal, aktuelle doser, oprettelse af sprøjtefri randzoner, overgang til økologisk jordbrug, valg af sprøjteudstyr der reducerer afdrift, valg af de mest miljøvenlige sprøjtemidler og reguleringsmæssigt fastsatte virkemidler (pt. fastsatte afstandskrav)). De tiltag som vil indgå i diskussionen fremgår af tabel 4.1.

Forbrugsindikatoren ”Behandlingshyppighed” medtager, ud af de listede tiltag kun det sprøjtede areal og indirekte aktuelle doser og i et vist omfang sprøjtemiddelvalget. Sidstnævnte betyder, at vi ved, hvad der bliver sprøjtet med, men ikke inddrager sprøjtemidlernes forskellige profil (giftighed over for ikke-målorganismer, eksempelvis).

Belastningsindekset beskriver meget præcist betydningen af et ændret sprøjtemiddelvalg, tiltag som sprøjtefri randzoner inddrages kun i det omfang hvor det resulterer i et reduceret forbrug. Afstandskrav kan inddrages, hvis det bliver besluttet at få en supplerende indikator herfor. De øvrige tiltag er ikke inddraget i belastningsindekset.

Den norske indikator inddrager det behandlede areal og sprøjtemiddelvalget i indikatoren, men kan ikke inddrage de øvrige nævnte virkemidler.

PestNaB indregner alle de tiltag som er listet i tabel 4.1. Den tyske og den hollandske indikator beskriver alle tiltag på nær ændret arealanvendelse i form af økologisk areal. Der er forskel på, i hvilken grad de enkelte indikatorer beskriver betydningen af de beskrevne tiltag.

For indikatorer, der skal dokumentere opfyldelsen af konkrete forvaltningsmål, er det ønskeligt, at effekten af konkrete tiltag, der forandre naturbelastningen, inddrages direkte ved deres betydning i indikatoren, og at det efterfølgende er muligt at beskrive i hvilket omfang tiltaget er bragt i spil.

Forbrugsindikatoren "Behandlingshyppighed" medtager, ud af de listede tiltag, kun det sprøjtede areal og indirekte aktuelle doser. Belastningsindekset beskriver meget præcist betydningen af et ændret sprøjtemiddelvalg, Tiltag som sprøjtefri randzoner inddrages kun i det omfang, hvor det resulterer i et reduceret forbrug. Den norske indikator inddrager det behandlede areal og sprøjtemiddelvalget i indikatoren, men kan ikke inddrage de øvrige nævnte virkemidler. PestNaB indregner alle de tiltag som er listet i tabel 4.1. Den tyske og den hollandske indikator beskriver alle tiltag på nær ændret arealanvendelse i form af økologisk areal. Der er forskelle på, i hvilken grad de enkelte indikatorer beskriver betydningen af de beskrevne tiltag.

4.3 Relevans for beslutningsstøtte

Alle 6 indikatorer er udviklet med henblik på at kunne understøtte forvaltning af overordnede miljøbeskyttelsesformål. Det giver mulighed for at give landmænd et incitament til at vælge sprøjtemidler, der understøtter formålet. Kvaliteten af beslutningsstøtten afhænger af den enkelte indikators evne til at beskrive pesticidernes naturbelastning jævnfør diskussionen ovenfor.

Det er ønskeligt, at pesticidindikatorer kan bruges til at designe/understøtte moniteringsaktiviteter og beskrive hvor pesticideffekter vil forekomme samt følge omfanget af forskellige virkemidler til nedsættelse af pesticidrelaterede naturpåvirkninger. I det norske scoresystem er det kun muligt at følge hvorledes sprøjtemiddelvalget påvirkes, mens det ikke er muligt at følge betydningen af andre faktorer. Der er heller ikke nogen direkte forbindelse til forandret naturbelastning. Behandlingshyppigheden er heller ikke velegnet, idet den kun vil udtrykke det mindre forbrug, der vil være ved en ændret adfærd, men ikke skelner mellem sprøjtemidlernes effekt. Belastningsindekset kan ikke bruges til at designe/understøtte overvågning. De resterende 3 indikatorer kan alle understøtte designet af overvågningsprogrammer og indarbejder som beskrevet i afsnit 3.1.2 i et eller andet omfang virkemidler til reduktion af naturbelastningen. De har samtidig den fordel, at data fra overvågningsprogrammer kan validere indikatorernes udsagn.

Der ikke er de store forskelle mellem indikatorerne med hensyn til at kunne understøtte beslutninger i forhold til de nationalt opstillede målsætninger ud fra de præmisser, der er opstillet i de enkelte lande.

4.4 Resursebehov

Det tekniske omfang af den årlige opdatering er svær at bedømme for den tyske og den hollandske indikator. Ud fra det, der er publiceret, vil arbejdet med at opstille den tyske model og gennemføre de årlige beregninger være mest omfattende. Behandlingshyppigheden og den norske indikator vil være dem, hvor den mindste indsat er nødvendig. Den hollandske og PestNaB ligger midt imellem. PestNaB forudsætter imidlertid, så længe sprøjtejournaler

ikke er tilgængelige, at BH fortsat beregnes for de enkelte afgrøder og sprøjtemiddelgrupper. Senere i rapporten vil et mere detaljeret resursebehov for implementering og årlig opdatering af PestNaB blive præsenteret.

De aktuelle resursekrav i forbindelse med implementering og anvendelse af de beskrevne modeller er svære at vurdere på baggrund af den viden, det har været muligt at indhente. De udenlandske systemer er konstrueret, men det fulde potentiale er ikke fuldt udnyttet, bl.a. fordi specifikke informationer fra sprøjtejournaler heller ikke er til stede i deres lande. Indikatorerne bruges derfor hovedsageligt til at beskrive udviklingen på baggrund af nationale pesticiddata samt relatere sig tilbage til en referenceperiode. En yderligere uddybelse af ressourcekrav og muligheder for at adoptere modellerne til danske forhold vil kræve, at der bliver foretaget et studiebesøg til de ansvarlige institutioner.

Alle de data, der er nødvendige for indikatorerne, findes for danske vilkår i tilgængelige databaser, som det er muligt at sammenkøre. Det gælder således listen over godkendte sprøjtemidler, afgrødefordeling (GLR), toksicitetmål, geografisk input vedrørende markblokkenes og naturens placering (Kort og Matrikelstyrelsens kortgrundlag og GLR, afstrømningsmønster i det åbne land (GEUS)og forbrugstal for sprøjtemidler (bekæmpelsesmiddelstatistik)), som evt. kan erstattes af data fra indsendte sprøjtejournaler. Datakravet vil stige i det omfang det ønskes at beskrive, hvorledes naturbelastningen forandres på baggrund af viden om aktuelle doseringer, sprøjteudstyr, oprettelse af sprøjtefri randzoner osv. PestNaB er afhængig af, at Behanlingshyppigheden for insekticider og herbicider fortsat udregnes på markplan (når det er på markplan benævnes det behandlingsindeks). Endelig er der etableret en stor europæisk database i EU-projektet Footprint, hvorfra data om pesticiders iboende egenskaber kan købes, så der kan trækkes direkte fra en kvalitetssikret database med løbende opdateringer.

Konklusion om resursebehov
De aktuelle resursekrav i forbindelse med implementering og anvendelse af de beskrevne udenlandske modeller er svært at vurdere på baggrund af den viden, som det har været muligt at indhente.

Det tekniske omfang af den årlige opdatering er svær at bedømme for den tyske og den hollandske indikator. Ud fra det, der er publiceret, vil arbejdet med at opstille den tyske model og gennemføre de årlige beregninger være mest opfattende. Behandlingshyppigheden og den norsk indikator vil være dem, hvor den mindste indsat er nødvendig. Den hollandske og PestNaB ligger midt imellem. Alle de data, der er nødvendige for indikatorerne, findes for danske vilkår i tilgængelige databaser, som det er muligt at sammenkøre.

4.4.1 Konklusioner

På baggrund af den ovenstående gennemgang præsenterer Tabel 4.2, hvordan de forskellige indikatorer opfylder de opstillede kvalitetskriterier.

Det er meget vigtigt, at belastningen af væsentlige naturtyper skal indgå troværdigt. BH vurderes kun at inkludere markfladen i forhold til indirekte effekter og får derfor kun en stjerne i forhold til markfladen, og ingen i forhold til de andre biotoper. SYNOPS og NMI beskriver kun potentielle effekter for få organismer inden på markfladen, så disse to indikatorer får en stjerne her.

Vandmiljøet er bedre beskrevet, men opstilling af ”standarscenarier” er noget usikker, hvilket giver 2 stjerner. NMI har dog en forbedret beskrivelse af stillestående vand, og det vurderes til 3 stjerner her. De terrestriske biotoper i umiddelbar nærhed af markfladen er ikke med i NMI, og derfor er der ingen stjerne angivet her. SYNOPS beskriver denne biotop alene gennem toksicitet for bier, hvilket vurderes til en stjerne. Belastningstal dækker organismer i marken (3 stjerner) og til dels vandmiljø og terrestriske biotoper nær marken (1 stjerne). NERI medtager både markfladen, vandløb og vandhuller ved at inddrage toksiciteten for alger, fisk og dafnier, men pga. den meget grove aggregering vurderes dette til en stjerne. Derimod inddrager NERI ikke terrestriske biotoper nær markfladen. PestNaB er den indikator, der inddrager toksicitet for flest organismer og beskriver transporten af pesticider med afstandsrelationer på baggrund af geografiske data.

Tabel 4.2:Sammenstilling af hvorledes de enkelte indikatorer opfylder de opstillede kvalitetskriterier. Kategorierne er: ***: I høj grad, **:Til en vis grad, *: Lidt og 0:slet ikke.

Kriterier	BH	Tysk, SYNOPS	Hollandsk, NMI	Belastningstal	Norsk , NERI	PestNaB
Belastning af naturtyper skal indgå troværdigt						
Markfladen (biodiversitet)	*	*	*	**	*	***
Vandløb i umiddelbar nærhed af dyrket areal	0	**	**	*	*	***
Vandhuller i umiddelbar nærhed af dyrket areal	0	**	***	*	*	***
Terrestriske biotoper i umiddelbar nærhed af markfladen	0	**	0	0	0	***
Skal på troværdig vis inddrage effekten af belastningsreducerende tiltag						
Sprøjtet areal	***	***	**	*	*	***
Aktuelle doser	*	**	**	*	0	**
Afstandskrav for enkelte midler	0	***	Formodentlig ved afstand til vand	Kun som separat indikator	0	***
Sprøjtefri randzoner	*	***	**	*	0	***
Overgang til økologisk jordbrug	0	0	0	*	0	**
Sprøjteudstyr	0	***	I et eller andet omfang	0	0	***
Sprøjtemiddelvalg	0	***	***	***	***	***
Inddrage resultater fra moniteringsprogrammer	0	***	**	0	0	***
Relevant og forståelig for beslutningsstøtte						
Landmand, konsulenter og lignende – i forhold til pesticidanvendelse	***	***	***	***	***	***
Myndigheder – i forhold til monitering og virkemidler	*	***	**	*	*	***
Resurse behov skal være begrænset.						
Det tekniske arbejdsomfang for de årlige beregninger	Lille	Stort	Mellem	Lille	Lille	Mellem
Tilgang til inputdata	***	**	***	***	***	***
Mulighed for at samkøre data	***	***	***	***	***	***

Tiltag for mindsket naturbelastning skal kunne afspejles i indikatoren. NERI Forbrugsindikatoren BH medtager kun det sprøjtede areal og indirekte aktuelle doser og i et begrænset omfang sprøjtemiddelvalget. Sidstnævnte betyder, at vi ved, hvad der bliver sprøjtet med, men ikke inddrager andre vigtige forhold såsom giftigheden over for ikke-målorganismer. Derfor gives der tre stjerner i forhold til sprøjtet areal og en stjerne i forhold til aktuelle doser. De sprøjtefrie randzoner får kun en stjerne, fordi BH alene afspejler disse med den vægt deres betydning for det samlede landsforbrug giver dem, hvilket er meget begrænset. Belastningsindekset kan inddrage tiltag omkring udfasning af visse pesticider og har dermed et større potentiale her og får tre stjerner, men i øvrigt følges BH. SYNOPS, NMI og PestNaB kan bedre inddrage tiltag da de er baseret på geografiske data. Da NMI ikke inddrager terrestrisk natur i nærheden af markfladen kan den ikke inddrage tiltag i forhold til denne biotop. Det betyder for NMI, at randzoner kun kan indgå i forhold til vandmiljø, hvilket er baggrunden for de to stjerner til dette tiltag i modsætning til tre stjerner for hhv. SYNOPS og PestNaB. Den forslåede nye danske indikator, PestNaB er den eneste, der kan inddrage økologisk dyrkning, men da ikke alle forhold ved økologisk dyrkning er dækket ind under de 18 delindikatorer vurderes dette til to stjerner.

Alle 6 indikatorer kan understøtte forvaltning af overordnede miljøbeskyttelsesformå ved bl.a. at give landmænd incitament til at vælge sprøjtemidler der understøtter formålet. Derfor tildeles tre stjerne til alle indikatorer for dette kriterium. Kvaliteten af beslutningsstøtten afhænger af den enkelte indikators evne til at beskrive pesticidernes naturbelastning og koblet til mulige tiltag. Det betyder at BH, Belastningsindekset og NERI tildeles en stjerne. NMI tildeles to stjerner, da mange tiltag godt kan inddrages, men ikke i forhold til terrestriske biotoper i nærheden af markfladen. SYNOPS og PestNaB tildeles tre stjerner, da de inddrager flest tiltag og samtidig er geografisk fordelte. Men det er vigtigt at påpege at relevansen ikke er vurderet i forhold til troværdigheden, men alene i forhold hvad indikatoren tager med i regning når den beregnes. De indikatorer, der ikke bruger geografisk fordelte data har svært ved at understøtte overvågningsaktiviteter, hvilket derfor gælder for BH, Belastningsindekset og NERI. De resterende 3 indikatorer kan derimod alle understøtte overvågningsprogrammer og indarbejde relevante virkemidler til reduktion af naturbelastningen. De har samtidig den fordel at data fra overvågningsprogrammer kan validere indikatorernes udsagn.

Det tekniske omfang af den årlige opdatering er svær at bedømme for den tyske og den hollandske indikator. Ud fra det, der er publiceret, vil arbejdet med at opstille den tyske model og gennemføre de årlige beregninger være mest opfattende. Behandlingshyppigheden og den norsk indikator vil være dem hvor den mindste indsat er nødvendig. Den hollandske og PestNaB ligger midt imellem. PestNaB forudsætter imidlertid, så længe sprøjtejournaler ikke er tilgængelige, at BH fortsat beregnes for de enkelte afgrøder og sprøjtemiddelgrupper. De aktuelle resursekrav i forbindelse med implementering og anvendelse af SYNOPS og NMI er svære at vurdere på baggrund af den viden, som det har været muligt at indhente. De udenlandske systemer er konstrueret, men det fulde potentiale er ikke fuldt udnyttet, bl.a. fordi specifikke informationer fra sprøjtejournaler heller ikke er til stede i deres lande. Indikatorerne bruges derfor hovedsageligt til at beskrive udviklingen på baggrund af nationale pesticiddata, samt relatere sig tilbage til en reference periode. En yderligere uddybelse af ressourcekrav og muligheder for at adoptere model-

lerne til danske forhold vil kræve, at der bliver foretaget et studiebesøg til de ansvarlige institutioner.

Det tekniske arbejdsomfang for årlige beregninger afhænger af, hvor komplekse indikatoren er, hvilket afspejles i antallet af stjerner, hvor der gives tre stjerner til de simple indikatorer, to til NMI og PestNaB, samt en enkelt til SYNOPS. Alle de data der er nødvendige for indikatorerne findes for danske vilkår i tilgængelige databaser, som det er muligt at sammenkøre. Der er dog lidt usikkerhed omkring SYNOPS, da det det ikke har været muligt at fastlægge det præcise datakrav. Det betyder at SYNOPS får to stjerner, mens de øvrige indikatorer får tre stjerner i forhold til tilgang til input data. De data som skal anvendes for alle indikatorerne vil være integreret i nationale databaser, og således vil det være muligt at samkøre data for alle indikatorerne.

Tabel 4.2. viser den samlede konklusion og det ses, at PestNaB generelt bliver vurderet som værende bedst. Dette fremkommer som en naturlig konsekvens af at dette forslag til ny indikator tager afsæt i at kombinere det fra de eksisterende som vurderes til at være mest fordelagtig for danske forhold og med det datagrundlag, der er realistisk i Danmark.

5 Beregninger med og implementering af PestNaB

Et scenarie er i det følgende defineret som et samlet sæt af data omkring: (1) Landsdækkende forbrug af pesticider; (2) En adfærd i brugen af pesticider; (3) En landbrugsstruktur med en fordeling af afgrøder på marker i landskabet; (4) En beskrivelse af naturen med indhold af vandløb, vandhuller, søer, levende hegn, diger, skove osv. Et scenarie kan således være historisk betinget, f.eks. som den så ud i 2001 eller det kan være konstrueret, f.eks. ud fra hvordan det ville have set ud, hvis landbruget havde haft en bestemt adfærd i forhold til pesticidanvendelsen i 2001. Et konstrueret scenarie kan udmønte en ønsket tilstand, altså en målsætning og således være referencescenarie, der kan bruges til at bestemme, om en målsætning er opnået eller ej. Så hvis PestNaB for eksempel beregner, at det scenarie, der svarer til forholdende i 2007, har mindre potentiel naturbelastning med baggrund i pesticidanvendelsen end tilfældet er for det referencescenarie, der udtrykker en målsætning, så kan målsætningen betragtes som værende opfyldt, forudsat selvfølelig at PestNaB tillægges betydning.

5.1 Metode til målsætningsfastsættelse

Hvis PestNaB skal kunne erstatte BH, er det nødvendigt at opstille et nyt mål. Det kunne eksempelvis være en omskrivning af målene i Pesticidplan 2004 – 2009 til et referencescenarie. De hidtidige mål er blevet opstillet på basis af driftsøkonomiske beregninger, der blev gennemført i forbindelse med Bichel-udvalgets arbejde. Disse er siden hen opdateret to gange i 2003 (2001-forbruget) og 2008 (2007-forbruget) og er blevet udmøntet som mål i pesticidhandlingsplaner. En tredje mulighed, som ikke er gennemregnet her, ville være at opstille et scenarie der beskriver en ønsket tilstande gennem de tiltag/den adfærd der skal gennemføres, for at reducere belastningen af naturen.

I Pesticidplan 2004-2009 er målsætningen en behandlingshyppighed på 1,7. Denne værdi kan omskrives til et referencescenarie, som PestNaB kan holde op mod det faktiske forbrug i et givet år. Derved kan PestNaB indikere, om et faktisk forbrug et givet år er ensbetydende med en naturbelastning, der er større eller mindre end referencescenariet. Da referencescenariet repræsenterer en målsætning kan PestNaB undersøge, om målsætningen er opnået eller ej for et bestemt år. Et referencescenarie etableres for eksempel ved at karakterisere landskabet (naturens forekomst i landskabet) ud fra det landskab og den landbrugsstruktur, der var gældende i 2001. Efter denne karakterisering sammenkædes landskabet med afgrødefordelingen og den gennemsnitlige pesticidanvendelse i disse afgrøder. 2001 er valgt som datagrundlag, fordi det er med baggrund i forbrugstal og landbrugsstruktur for dette år, at de optimalitetsberegninger, der ligger til grund for pesticidplansmålet, er udført. Den nye driftsøkonomiske beregning, der er blevet gennemført i forbindelse med den fremrykkede evaluering af pesticidplan 2004-2009, viser, at en behandlingshyppighed på 2,18 være ville være økonomisk optimal i 2007. Dette kan betragtes som et andet referencescenarie (rapport for projektet: ” Opdateret analyse af de driftsøkonomiske muligheder for en reduceret pesticid-

anvendelse i dansk landbrug – en beskrivelse af udviklingen fra 2003 – 2008”).

5.2 2007 i forhold til referencescenarier

Der beregnes således på to referencescenarier, der udmønter en BH på hhv. 1,7 og 2,07. For at illustrere brugen af PestNaB sammenholdes det aktuelle forbrug i 2007 med begge disse referencescenarier ved at lade Scenarie 1 i PestNaB være arealanvendelse, naturelementer og pesticidforbrug som i år 2007 og Scenarie 2 vil være et af de to referencescenarier. Resultatet vises i Tabel 5.1 nedenfor. Hver række med talværdier i Tabellen er således en beregning med Scenarie 2 som nævnt i venstre kolonne rangordnet med Scenarie1 svarende til forholdene i år 2007. Desuden er forholdene for arealanvendelse, naturelementer og pesticidforbrug i 2001 opstillet som en tredje version af Scenarie 2 i nederste række i tabellen for at få indtryk af den tidslige udvikling i belastningen mellem 2001 og 2007.

Tabel 5.1. Rangstyrkeberegninger hvor Scenarie 1 svarer til arealanvendelse, natur og pesticidforbrug i 2007. Scenarie 2 er de to referencescenarier eller forholdene i 2001. En positiv værdi indikerer, at naturbelastningen er størst for forholdene i 2007 (Scenarie 1).

Scenarie 2	Scenarie 1: Arealanvendelse, natur og pesticidforbrug for 2007 (BH=2,51)			
	Samlet alle delindikatorer (Ind 1-18)	Beskyttelseskategorier		
		Markflade (Ind 1-6)	Terrestrisk natur uden for markflade (Ind 7-9)	Vandmiljø (Ind 10-18)
Målsætning 2003 (BH=1,74)	0,18	0,36	0,50	0,13
Målsætning 2007 (BH=2,18)	0,04	0,08	0,03	0,07
Arealanvendelse, natur og pesticidforbrug for 2001 (BH=2,19)	-0,05	-0,05	0,09	-0,28

Beregningerne i PestNaB er detaljeret beskrevet i Appendiks A. Som beskrevet kort i afsnit 1 (Baggrund), så udtrykker en pesticidindikator kun relative størrelser, og PestNaB beregner således alene den styrke med hvilken et scenarie kan erklæres for værende mere naturbelastende end et andet scenarie. Derfor kaldes talværdierne i Tabel 5.1 for ”rangstyrke” og hvis værdien er positiv, betyder det at Scenarie 1 vurderes at være mest naturbelastende. Omvendt, vil negative værdier betyde at scenarie 2 vurderes at være mest naturbelastende. En værdi tæt på hhv. 1 og -1 viser en meget stærk dominans af hhv. Scenarie 1 og Scenarie 2 mht. til at være det mest naturbelastende scenarie. En værdi omkring 0 viser, at de to scenarier ikke har en klar forskel i naturbelastningen. Det er ikke muligt at angive en signifikansgrænse for rangstyrken, hvilket er tilfældet for alle pesticidindikatorer. Derfor foreslås det, at et referencescenarie, der udtrykker en målsætninger, skal have en rangstyrke der peger mod større naturbelastning af referencescenariet sammenlignet med de aktuelle tilstande før målsætningen er opfyldt. Positive værdier for rangstyrken i Tabel 5.1 indikerer derfor, at der er større naturbelastning for Scenarie 1 end for Scenarie 2, og omvendt for negative værdier. Da der kun optræder positive værdier for rangstyrke mellem de aktuelle forhold i år 2007 og referencescenarierne (Tabel 5.1) vurderes forholdene i 2007 at have større

naturbelastning end de to referencescenarier. Derimod er der en tendens til, at forholdene i 2007 er mindre naturbelastende end forholdene i 2001 pga. den negative rangstyrke for denne kombination. Det skal bemærkes, at i den samme periode steg behandlingshyppigheden fra 2,19 til 2,51. Der er udført beregninger for alle delindikatorer samlet, samt for tre beskyttelseskategorier, der beskriver forskellige biotoper (se Kapitel 3). Hver af disse beskyttelseskategorier anvender kun et udsnit af delindikatorerne. Således indgår de 6 første indikatorer til beskrivelse af markfladen. De 3 næste beskriver den terrestriske natur rundt om marken og de sidste 9 indikatorer indgår i beskrivelsen af vandmiljøet. De tre beskyttelseskategorier er alle "enige" om, at det aktuelle forhold i 2007 er mere belastende end referencescenarierne. Der er ikke samme enighed, når det gælder de aktuelle forhold som de var i 2001. Det kan konkluderes, at markfladen og vandmiljøet har fået det bedre siden 2001, mens den terrestriske natur udenfor markerne har fået det værre. Sammenhængen mellem de enkelte delindikatorer og det overordnede resultat er yderligere analyseret i Appendiks A, hvor de enkelte 18 delindikatorer er undersøgt i forhold til deres individuelle rangordning af hhv. forholdene i 2001 og i 2007.

Da beregningerne af rangstyrken inddrager lokale forhold i 1 × 1 km kvadrater, som allerede forklaret i Kapitel 3 og vist i Appendiks A, så er der ingen simpel sammenhæng mellem værdien, når alle delindikatorer indgår og værdierne for beskyttelseskategorierne, hvor kun et udsnit af delindikatorerne indgår. Den samlede beregning vil dog have en tendens til at være et kompromis mellem de enkelte beskyttelseskategorier og derfor ligge indenfor intervallet, beskrevet ved deres værdier. Der kan let være korrelationer mellem delindikatorernes værdi i de enkelte kvadrater, der er af betydning.

De enkelte delindikatorer kan undersøges separat som vist i Appendiks A, se Tabel A2. På denne måde kan rangen mellem to scenarier tolkes i forhold til hver delindikator, hvilket giver et billede af hvordan specifikke forhold har indflydelse på den beregnede rangstyrke. Dette kan bruges til at planlægge virkemidler Dette behandles mere indgående senere i kapitlet.

Brugen af PestNaB blev illustreret i forhold til, om denne indikator kan evaluere om faktiske forhold overholder en målsætning. I pesticidplan 2004-2009 er en målsætning, at Behandlingshyppigheden skal ned på 1,7, svarende til optimum for de driftsøkonomiske beregninger baseret på 2001 (i det følgende benævnt Målsætning 2003). Denne målsætning er ikke opnået, men da Behandlingshyppigheden ikke er en god indikator for naturbelastningen kan det ikke udelukkes, at naturbelastningen i år 2007 er mindre end den er for Målsætning 2003. PestNaB er derfor brugt til at undersøge om forbruget af pesticider i 2007 giver en naturbelastning, der er større eller mindre end Målsætning 2003. Konklusionen er, at naturbelastningen for 2007 er større end for Målsætning 2003. 2007 er også sammenlignet med det der svarer til det driftøkonomisk optimale i 2007 (med en Behandlingshyppighed på 2,15). Den sammenligning viste, at forbruget i 2007 ligeledes har en større naturbelastning. Til sidst er de aktuelle forhold i 2001 sammenlignet med de aktuelle forhold i 2007, for at se om der har været en ændring i naturbelastningen. Det blev indikeret, at naturbelastningen er størst i 2001. Det er således muligt med PestNaB at evaluer om målsætninger er overholdt eller ej.

Flere faktorer kan have betydning for udfaldet i Tabel 5.1, hvoraf nogle er:

- landskab og landbrugsstruktur er forandret mellem 2001 og 2007
- der er sket en udskiftning af pesticider
- der er sket et fald i det økologisk dyrkede areal
- forbruget er større
- der kan være oprettet mere natur

Når resultatet i Tabel 5.1. skal tolkes, vil det derfor være relevant at undersøge den isolerede betydning af selve anvendelsen af pesticider i de enkelte afgrøder. Dette undersøges i Tabel 5.2, hvor Scenarie 1 er sammensat på den måde, at Det Generelle Landbrugsregister med afgrødetyper og arealer, samt det topografiske kort med naturelementer svarer til forholdene i 2001, mens sprøjtningen på afgrøderne svarer til den, der foregik i 2007. Det betyder at landskaber med landbrug og natur svarende til 2001, mod en fiktiv sprøjtning på afgrøderne svarende til 2007. Dette scenarie testes mod to af scenarierne i Tabel 5.1 nemlig målsætning fra 2003 og forbruget i 2001. Resultatet i Tabel 5.2 viser ikke store forskelle sammenlignet med Tabel 5.1.

Tabel 5.2. Rangstyrke beregninger hvor Scenarie 1 svarer til aktuel arealanvendelse, og naturtilstedeværelse for 2001, men pesticidforbrug på afgrøderne som i 2007. Scenarie 2 Målsætning 2003 faktiske forhold i 2001 En positiv værdi indikerer at naturbelastningen er størst for Scenarie 1.

Scenarie 2	Scenarie 1: Arealanvendelse og natur som i 2001, men pesticidforbrug på afgrøder som i 2007 (BH=2,51)			
		Beskyttelseskategorier		
	Samlet alle delindikatorer (Ind 1-18)	Markflade (Ind 1-6)	Terrestrisk natur uden for markflade (Ind 7-9)	Vandmiljø (Ind 10-18)
Målsætning 2003 (BH=1,7)	0,22	0,41	0,53	0,20
Arealanvendelse, natur og pesticidforbrug på afgrøder for 2001 (BH=2,19)	-0,03	-0,01	0,13	-0,21

En sprøjteadfærd på en bestemt afgrøde kan være mere eller mindre naturbelastende, f.eks. pga. valg af sprøjtemiddel og dosering. PestNaB kan fastfryse alle andre forhold end selve sprøjteadfærden for at undersøge om sprøjtningen har ”reduceret den mulige naturbelastning” eller ”forøget den mulige naturbelastning”. Det viser sig, at den adfærd, som ligger til grund for Målsætning 2003 stadig er mindre naturbelastende end den adfærd, som blev udmøntet i landbruget i år 2007

Sprøjteadfærden i 2001 blev på sammen måde testet mod sprøjteadfærden i år 2007. Denne sammenligning indikerede at naturbelastningen af de tørre naturelementer såsom levende hegn, diger og skovkanter bliver påvirket mere med sprøjteadfærden anno 2007 sammenlignet med den der var aktuel i 2001. Det omvente er derimod tilfældet for vandmiljøet. Hermed blev det vist hvordan PestNaB kan ”fastfryse” landskabet og alene undersøge selve den adfærd som er i landbruget.

5.3 Betydning af tiltag til en reduceret naturbelastning

Det er vigtigt at PestNaB kan inddrage tiltag, der kan nedsætte naturbelastningen og dermed sikre den rette motivation i landbruget til at indføre disse.

Desuden kan tiltagenes betydning konsekvensregnes for at understøtte formodningen om, at en fremtidig indførelse af virkemidler der retter sig mod disse specifikke tiltag, rent faktisk fører til opfyldelse af de fastlagte fremtidige målsætninger. Derfor vil dette vigtige aspekt blive illustreret i det følgende ved at teste en række relevante tiltag der kan nedsætte pesticiders naturbelastning. For de valgte tiltag, eksempelvis etablering af en sprøjtefri randzone på 10 m, gælder, at de er opstillet uden videre overvejelser af, om det er et optimalt tiltag. Alle opstillede tiltag skal derfor kun betragtes som regneeksempler på, hvordan PestNaB kan inddrage forskellige faktorer, der reducere pesticiders belastning af naturen. Opstilling af forslag til fastsættelse af virkemidler skal foregå i et andet forum.

Faktorernes indflydelse vil blive undersøgt ved, at der opstilles en række scenarier for, hvorledes en ændret sprøjteadfærd vil ændre de lokale indikatorværdier ude i landskabet. Dette konsekvensregnes så med PestNaB. Beregningen udføres ved, at sammenligne det scenarie, der inddrager det faktiske forbrug i 2007 (som Scenarie 1) med en række scenarier (2007 forbrug modificeret til en anden adfærd), der indføres enkeltvis som Scenarie 2. De scenarier vi gennemgår, er:

- Indførelse af generelle sprøjtefrie randzoner
- Anvendelse af afdriftsreducerende sprøjteudstyr
- Substitution af sprøjtemidler med uønskede egenskaber
- Forøget økologisk dyrket areal
- Reduktion i insekticidforbruget

5.3.1 Indførelse af generelle sprøjtefri randzone

Langs alle kanter op til omliggende ikke-opdyrkede arealer, samt levende hegn, søer/vandhuller og vandløb fastlægges en 10 m bred usprøjtet zone. Derved beskyttes de marknære naturområder mod afdrift henover markens kant og der undgås for eksempel skader i hegn. Der er allerede beskyttelseszoner for de mest giftige stoffer i forhold til vandmiljø, og den tænkte beskyttelseszone er et supplement til denne eksisterende beskyttelse. Hvis et stof derfor har en 20 m beskyttelseszone til vandmiljøet, vil denne zone selvfølgelig blive bibeholdt, da de 10 m beskyttelseszone er tænkt som et mindstekrav.

5.3.2 Forøget anvendelse af afdriftsreducerende sprøjteudstyr

Det er teknisk muligt at anvende de såkaldte luftinjektionsdyser, der mindsker afdriften med ca. 90 % i forhold til konventionelle fladsprededyser. Disse dyser er dog ikke så effektive ved bekæmpelse af meget små ukrudtsplanter såsom græsukrudt i efteråret i vintersæd, men kan ellers bruges til stort set alle andre opgaver. Men da der kan sidder flere dysetyper i samme position på en sprøjtebom ved anvendelse af for eksempel en triplet, vil det være muligt at skifte fra en dysetype til en anden. Derfor er det muligt at sprøjte med afdriftsreducerende dyser, mens der sprøjtes i det yderste sprøjtespor langs markkanten. Ud fra denne betragtning fastlægges et tiltag, hvor de yderste 20 m langs marken altid sprøjtes med afdriftsreducerende dyser, der nedbringer afdriften med 90 %.

5.3.3 Substitution af sprøjtemidler med uønskede egenskaber

Der er stor forskel på, hvor giftige de enkelte stoffer er overfor forskellige organismer. Ved at undgå de stoffer der er mest giftige over for ikke-mål organismer, vil det derfor være muligt at mindske miljøbelastningen. Indikatoren kan bruges til at skemalægge denne giftighed, så en landmand kan vælge de stoffer, som giver mindst naturbelastning. Et sådan skema kan let formidles til den enkelte landmand og derved vejlede til at beskytte miljøet mest muligt. I

Tabel 5.3 er vist et forslag til at lade nogle stoffer med lavere toksicitet per behandling erstatte andre med højere toksicitet per behandling. Det er forudsat, at antallet af behandlinger er uændret. Et ensidigt valg af de samme sprøjtemidler øger dog chancen for at skadegørerne udvikler resistens.

Tabel 5.3. Liste over de stoffer, der substitueres for at teste dette tiltag.

Alternativt aktivstof	Udfaset aktivstof
Tau-fluavinate	Alpha-cypermethrin, Cypermethrin, Dimethoate, Lambda-cyhalothrin, Malathion
Metsulfuron-methyl	Bromoxynil, Ioxynil,
Triexapac-ethyl	Chlormequat Chloride,
Fluazinam	Mancozeb
Epoxiconazol	Propiconazole
Pendimethalin	Prosulfocarb

5.3.4 Forøget/reduceret økologisk dyrket areal

Det er klart, at et øget økologisk areal vil nedsætte miljøbelastningen med pesticider, og en øgning af arealet med økologisk dyrkning kan derfor anvendes som tiltag til nedbringelse af pesticiders naturbelastning. Derfor undersøges det, hvilken betydning det vil have, hvis de arealer, der ikke sprøjtes fordi de er overgået til økologisk jordbrug øges med 4 % af det sprøjtede areal i forhold til landbrugsarealerne i 2007. Under denne beregning regnes hver mark for sig og uafhængigt at hinanden, men i virkeligheden vil en økologisk landmand have flere økologiske marker på samme lokalitet. Man kunne indføre en bedre model for hvordan økologiske marker er fordelt, men det er ikke muligt tidsmæssigt til denne afrapportering.

5.3.5 Reduceret anvendelse af insekticider

Insekticider er et eksempel på en gruppe sprøjtemidler, der har nogle uheldige egenskaber. Hvis det var ønsket at reducere den potentielle påvirkning fra insekticider, vil det være en mulighed at indføre differentierede afgifter, med størst vægt på insekticider. Ved hjælp af driftsøkonomisk beregninger fandt vi frem til en afgiftsstørrelse der afstedkommer en mærkbar reduktion i insekticidforbruget.

5.3.6 Resultater

De enkelte tiltag er brugt til at ændre på scenariet for 2007, sådan at der fremkommer et scenarie svarende til at man havde udmøntet tiltaget i 2007. Hvert at disse scenarier er indsat i PestNaB som Scenarie 1 og målsætningen for 2003 er indsat som Scenarie 2. Dermed bliver beregningerne direkte sammenlignelige med Tabel 5.1, svarende til rækken for Målsætning 2003 og de beregnede rangstyrker i denne række i Tabel 5.1. er derfor indsat som øverste resultat i Tabel 5.4. Hvis et tiltag ikke har haft nogen betydning, samlet set eller over for en bestemt beskyttelseskategori, så vil værdien derfor blive den samme som i den øverste række. Jo mere et tiltag forbedre forholdene mod mindre naturbelastning jo mindre vil de beregnede rangstyrkers værdi være i Tabel 5.4. En negativ rangstyrke indikerer, at det pågældende tiltag giver en mindre naturbelastning end målsætning 2003.

Tabel 5.4. Beregning af rangstyrke, hvor Scenarie 2 svare til Målsætning 2003 og hvor Scenarie 1 er defineret ud fra hvert tiltag. En positiv værdi indikerer, at naturbelastningen er større end målsætning 2003 (Scenarie 2).

Tiltag Scenarie 1, Arealanvendelse, natur og pesticidforbrug for 2007	Samlet (Ind 1-18)	Beskyttelseskategori		
		Markflade (Ind 1-6)	Terrestrisk natur uden for markfladen (Ind 7-9)	Vandmiljø (Ind 10-18)
Uden tiltag (som anført i Tabel 5.1)	0,18	0,36	0,50	0,13
Sprøjtefrie Randzone (10 m)	0,15	0,36	0,28	0,13
Afdriftsreducerende dyse (20 m)	0,13	0,36	0,13	0,13
Substitution (Tabel 5.3)	-0,02	-0,06	0,06	-0,19
Forøget økologisk areal (4 % af det samlede landbrugsareal)	0,17	0,33	0,47	0,12
Reduceret forbrug af insekticider	0,10	0,11	0,21	0,09
Alle virkemidler på en gang	-0,13	-0,09	-0,21	-0,21

Vandret aflæses den samlede indikatorværdi, hvor alle beskyttelseskategorier er taget med i beregningen. Den samlede værdi vil altid være et kompromis mellem de enkelte beskyttelseskategorier, så værdien vil have en tendens til at ligge inden for de værdier, der er angivet for de enkelte beskyttelseskategorier. En situation, hvor alle virkemidlerne er taget i anvendelse, er beregnet i den nederste række, og da hvert tiltag vil bidrage med en mindsket naturbelastning, vil værdier i den nederste række typisk afspejle en mere radikal afvigelse fra forbrugsscenariet for 2007 end de enkelte virkemidler. Således viser den terrestriske natur uden for markfladen positive rangstyrker for alle tiltag, hvilket betyder, at ingen af de valgte tiltag kan mindske naturbelastningen i en grad så den kommer under målsætningen for 2003. Alle tiltag iværksat samtidig giver, for den terrestrisk natur uden for markfladen, en naturbelastning der er mindre end målsætningen 2003.

De forskellige tiltag indgår på forskellig vis i forhold til de 18 delindikatorer og det er typisk transparent og lige til at forstå, hvilke delindikatorer der påvirkes af hvilke tiltag. Den aktuelle naturbelastning kan dog først bestemmes ved en beregning med PestNaB. Det økologiske areal har betydning for alle beskyttelseskategorier, men da det areal, der overgår til økologi er begrænset (4 %) sammenlignet med det samlede landbrugsareal, vil betydningen dog være begrænset. Det kan måske undre, at det økologiske areal ikke har større betydning, men så længe at økologi kun tolkes som en belastningsnedgang, der ikke inddrager øvrige positive effekter vil dette resultat være gældende. Det er dog muligt at en mere realistisk fordeling af de økologiske marker vil giver større betydning. Sprøjtefri randzoner og afdriftsreducerende dyser langs markkanten har primært betydning for de beskyttelseskategorier, der afhænger af transport gennem luften, hvilket peger på den terrestriske natur, samt drift til vandmiljøet. Der er dog allerede indført en del beskyttelseszoner for bestemte pesticider langs vandløb, søer og vandhuller, hvilket betyder, at en beskyttelseszone på 10 m kun vil have begrænset betydning for vandmiljøet. Et mindsket insekticidforbrug vil derimod klart kunne forbedre forholdene i alle beskyttelseskategorier. Når alle faktorer kombineres er rangstyrken negativ, hvilket viser, at et 2007 scenarie med de beregnede tiltag er mindre naturbelastende end målsætningsscenariet for 2003.

Det er altså muligt at give faktorerne en direkte adresse til de beskyttelseskategorier, som indikatoren dækker. Det giver en klar kobling mellem faktorer på den ene side og den målsætning som søges opnået på den anden side.

De ovenstående regneeksempler er, selvom de omtalte tiltag kunne være mere eller mindre omfattende, gennemført for at illustrere hvorledes udfaldet er i det scenarie hvor alle faktorer er medtaget sammenlignet med Målsætningsscenarie 2003. Resultatet er en rangstyrke med alle beskyttelseskategorier på -0,13, hvilket indikerer at naturbelastning med alle de faktorer tilsammen er mindre end målsætning 2003.

Det er meget vigtigt, at tiltag, som kan nedbringe naturbelastningen, kan inddrages i en indikator på en klar og forståelig måde. Det giver motivation til at indføre virkemidler, og det muliggør en mere transparent proces, hvor konsekvensen af et givet tiltag kan beregnes og forstås som en del at selve planlægningen af en indsats. PestNaB kan inddrage en række vigtige faktorer til at nedbringe naturbelastningen fra pesticider, hvilket vises gennem konkrete gennemregninger, hvor hver faktor analyseres hver for sig, og hvor den samlede betydning af hver faktor bestemmes. De faktorer der er udvalgt til denne analyse er: (1) Sprøjtefrie randzoner; (2) Afdriftsreducerende dyser; (3) Udskiftning af nogle midler med mindre giftige alternativer; (4) Øgning af det økologiske dyrkningsareal; (5) Reduktion af insekticidanvendelsen. PestNaB udviser en fornuftig følsomhed over for de valgte faktorer, med undtagelse af økologiske marker. Antagelserne bag beregning for et forøget økologisk areal er antageligt forsimplet. Det synes klart at PestNaB kan hjælpe til med at gøre brugen af tiltag mere motiverende, fremadrettet og transparent i forhold til at opnå målsatte niveauer for naturbelastningen.

5.4 Mulige konsekvenser ved at indføre ny indikator

PestNaB bestemmer den potentielle naturbelastning blandt andet ud fra forekomsten af natur i nærheden af de sprøjtede marker. Det betyder, at hvis natur bliver fjernet/nedlagt så vil belastningen falde. Samtidig betyder det også, at hvis samfundet eller den enkelte landmand opretter ny natur eller giver mulighed for etablering af natur vil dette uden forandring af sprøjteadfærden betyde, at det fremgår i indikatoren at naturbelastning er steget. Det er naturligt, at hvis der bliver mere natur nær det dyrkede areal vil der være en større påvirkning. Det er dog uheldigt, fordi det ud fra en naturbeskyttelsessynsvinkel er vigtigt både at reducere belastningen fra sprøjtemidler men også give incitamenter til at forøge naturarealet.

Det kan imødegås ved, at indikatoren benytter det samme landskab i en periode. I forbindelse med en opdatering skal referencescenariet opdateres og forandringer i landskabet afrapporteres. Det betyder, at der med jævne mellemrum er en supplerende indikator for landskabet. Det kortgrundlag, der er blevet brugt i forbindelse med naturkarakteriseringen, opdateres løbende af Kort og Matrikelstyrelsen, således at 20 % af landskabet bliver opdateret årligt og hermed er hele landet opdateret hver 5 år. Derfor foreslår vi at landskabet ”låses” for en periode af minimum 5 år.

5.5 Implementerings- plan og resurser

PestNaB er opstillet i dette projekt. så der kan udføres troværdige analyser, jf. de beregninger som er foretaget i denne rapport. Men på grund af den stramme tidsfrist for dette arbejde er der nogle steder taget beslutning om tiltag der

kunne være bedre men må afvente en videre følsomhedsanalyse samt egentlig implementering. I tilfælde af, at PestNaB skal tages i regelmæssig anvendelse og have indflydelse på kommende beslutninger så skal der derfor gennemføres en implementeringsfase. Denne fase skal forholder sig til datagrundlag, beregningsrutiner, samt reference (målsætning) i forhold til landbrugsstruktur og naturelementer. Datagrundlaget vil bestå af eksisterende data som de fremstår i 2008. Mulige forbedringer i datagrundlaget primært i relation til sprøjtejournaler vil blive behandlet under perspektivering.

Datagrundlaget er til stede som eksisterende data, men der er nogle oplagte forbedringsmuligheder, der bør overvejes. Afgrødetyperne i den eksisterende version af PestNaB er direkte relateret til bekæmpelsesmiddelstatistikkens hovedafgrøder. Dette er gjort at tidsmæssige grunde og fordi datagrundlaget omkring pesticidforbrug netop er denne statistik. Det bør dog overvejes om ikke der skal bruges en mere fin inddeling efter afgrødetyper, da en sådan faktisk eksisterer i Det Generelle Landbrugsregister. Brugen af afgrødetyper afhænger dog stærkt af om det kommer adgang til sprøjtejournaler, der ligger spredt hos jordbrugere og deres konsulenter, i nærmeste fremtid, da en sådan mulighed betyder at afgrødetyperne ikke blive så vigtige i bestræbelsen på at estimere pesticidforbruget. Afgrødetyperne vil dog under alle omstændigheder spille en rolle når målsætningerne skal stille op.

I løbet af efteråret 2008 kommer der delresultater fra et EU projekt kaldet Footprint, der søger at kvantificere specifikke pesticiders miljøbelastning. Der kan være oplagte muligheder for at lade resultatet fra dette projekt påvirke beregningen af nogle af delindikatorerne i PestNaB. Gruppen bag PestNaB mødtes med GEUS omkring denne mulighed i August (2008) med fokus på om transporten af pesticider til vandmiljøet kan beskrives mere virkelighedsnært i nogle af delindikatorerne i PestNaB.

Referencetilstande skal defineres i forhold til naturelementer, hvor man f.eks. kan definere naturen som den var i år 2007 og så i de efterfølgende år anvende dette til beregningerne med PestNaB. Derved fjernes det faktum at en ændring i naturindhold vil påvirke indikatorværdien og således straffe landbruget, hvis f.eks. naturindholdet stiger. Efter fastlagte tidsintervaller på måske 5 eller 10 år vil naturelementerne så kunne opdateres jf. det nyeste topografiske kort og målsætninger blive genberegnet med det nye kortgrundlag uden at dette isoleret set vil medføre øgede/lempede krav til landbrugets pesticidhåndtering.

Opstilling af katalog over mulige virkemidler med angivelse af deres betydning for beregningerne med PestNaB vil kunne indgå som beslutningsstøtte. Dette katalog vil være meget anvendeligt når der skal udlægges strategier i kommende pesticidplaner. Som en del af dette katalog kan der udarbejdes vejledninger til landmanden omkring bedste mulige valg af midler under forskellige forhold.

Den årlige afrapportering fra PestNaB vil blive meget lidt resursekrævende hvis der udvikles et format for afrapporteringen, der direkte understøtter behovet i afrapportering i det format som kræves her. Her kan indgå en aktuel følsomhedsvurdering og kvalitetstjek i forhold til datagrundlag og usikkerheder i disse. Dette rapportformat kan udvikles i dialog med brugerne af resultaterne til bedst muligt at opfyldes deres behov og således at alle rutiner, automatiseres gennem programmering mest muligt for at minimere driftsudgifter ved den årlige afrapportering og risiko for fejl i denne.

5.5.1 Implementeringsplan

Hvis der i efteråret 2008 træffes beslutning om valg af PestNaB, forventes den samlede implementering som foreslået her at kunne foregå med afslutning i 2009,. Ved evt. senere beslutning om valg af PestNaB vil arbejde udskydes tilsvarende.

Arbejdet vil indeholde en række møder med forskellige institutioner og dette vurderes til at kunne forgå over en periode på ca. 1 år. Følgende milepæle og produkter kan forventes med tilhørende tidsforbrug:

Efterår 2008: Underinddeling af afgrødetyperne i bekæmpelsesmiddelstatistikken til en mere detaljeret liste med tilhørende estimeret pesticidforbrug. Skønnet tidsforbrug: ½ måned

Efteråret 2008: Færdigudvikling af integration af økologisk landbrug. Skønnet tidsforbrug 1 måned.

Efterår/Vinter 2008: Optimering af PestNaB i forhold til en mere fin inddeling af afgrødetyper samt i forhold til resultatet fra projektet Footprint. Optimering af beregningsrutiner og kobling til den Generelle Landbrugsregister. Skønnet tidsforbrug 2½ måneder.

Vinter/forår 2009: Opsætning af målsætningsscenarie, der skal danne grundlag for de kommende års årlige evaluering af aktuel praksis. Skønnet tidsforbrug: 2 måneder.

Vinter/forår 2009: Opsætning af liste over virkemidler med en beskrivelse af deres betydning for beregningsresultater. Skønnet tidsforbrug: 1½ måned.

Forår 2009: Fastlæggelse af afrapporteringens indhold med kobling til PestNaB gennem programudvikling på en måde så outputformatet understøtter afrapporteringsformen. Tidsforbrug 2 måneder.

Forår 2009: Beregning for det aktuelle år 2007 i forhold til målsætningsscenariet. Udvidet afrapportering, der i let forståelig form angiver den korrekte brug og tolkning af beregningerne. Denne udvidede rapport vil skabe forståelse i de efterfølgende årlige afrapporteringer, der derfor ikke behøver at være så omfangsrig i deres baggrundsforklaringer. Skønnet tidsforbrug 2 måneder.

Forår 2009: Opsætning af web-side, der rådigiver landmændene og konsulenter omkring hvordan de kan mindske naturbelastningen på deres bedrift mest muligt. Skønnet tidsforbrug 1½ måneder.

Hvis den forslåede nye indikator PestNaB skal gå i drift i den beskrevne form kræves en vis implementeringsperiode på omkring 12 måneder. Implementeringen vil indeholde opsætning af datagrundlag med sikring af den bedst mulige kobling til de eksisterende databaser, samt forbedring af datagrundlagt i forhold til at estimere forbruget af pesticider på de forskellige afgrødetyper. Målsætningen for hvilken naturbelastning man gerne vil være under (eller i det mindste lig med) skal fastlægges og værdisættes ud fra eksisterende beslutninger, samt et fastlagt naturgrundlag som evt. fastholdes fra år til år i beregningerne. Der skal opstilles et tiltagskatalog, som kan guide beslutningstagere, inklusiv den enkelte landmand, omkring hvordan forskellige virkemidler virker på naturbelastningen som de er beskrevet i PestNaB. Dette indebærer udvikling af et web-site for landmænd og konsulenter. Den årlige afrapportering skal automatiseres mest muligt gennem programmering af PestNaB, dels for at minimere driftsudgifter og dels for af kvalitetssikre resultater. Den første afrapportering, der vurdere forbruget i 2007 i forhold til målsætningen vil være grundig og danne reference for de efterfølgende afrapporteringer, der bliver af mere summarisk art. Alt dette arbejde vurderes at tage ca. 13 ½ mandemåneder.

6 Perspektiver

Implementeringsplanen for PestNaB beskriver hvordan indikatoren skal sættes i drift, men der åbnes ved samme lejlighed op for meget spændende perspektiver, hvor forskellige data kan sammenkøres og virke i tæt samspil med beslutninger bag handlingsplaner. Disse forhold er beskrevet nedenfor.

Bedrifter på over 10 ha er forpligtet til at udarbejde sprøjtejournaler rutinemæssigt. En inddragelse af disse oplysninger vil være en klar forbedring af indikatoren PestNaB. Sprøjtejournaler kan relateres til markbloknumre i det generelle landbrugsregister og dermed indgå direkte i indikatoren, der derved udnytter sit fulde potentiale med at inddrage lokale forhold og geografiske forskelle i f.eks. anvendelse af pesticider på en bestemt afgrødetype. Det er for eksempel kendt, at behovet for sprøjtning mod bladlus og Colorado biller er geografisk afhængigt. De doseringer som tilføres en markblok vil på denne måde afspejle det reelle niveau bedre, ved at denne beregnes direkte ud fra de produkter, som er blevet anvendt i det pågældende lokale område. Dette vil også muliggøre en inddragelse af andre områder med et vist pesticidforbrug som f.eks. juletræsplantager. At implementere en central indrapportering i elektronisk for vil først være gennemført i 2010, hvis det besluttes.

Evaluering af den enkelte delindikator i PestNaB kan forgå løbende med udgangspunkt i den nyeste viden fra det nationale pesticidforskningsprogram og andre forskningsprogrammer under f.eks. EU, der således vil kunne få forstærket indflydelse som vidensgrundlag ved udarbejdelsen af pesticidplaner. Som eksempler, med økotoksikologisk sigte, kan nævnes betydning af splitdoseringer, sprøjtetidspunkt og en mere direkte anvendelse af dosis-respons sammenhænge som mulige forbedringer af PestNaB med brug af nyeste og kommende forskningsresultater. Fra den mere landbrugsfaglige side er forhold omkring dyrkningsforhold relevante i sammenhæng med forbruget af pesticider, hvilket inkluderer faktorer såsom f.eks. lavbundsjorde, geografisk forskelle i problemer med anstrengte sædskifter. I det omfang at nye forskningsresultater betyder en justering af samlingen af delindikatorer i PestNaB, kan målsætningen genberegnes med det justerede sæt af delindikatorer og således opdateres den viden, der indgår i pesticidplanerne uden at dette skaber forvirring omkring gamle aftaler mellem de involverede parter.

PestNaB kan bruges til at finde de geografiske områder, der har den største belastning af naturen med pesticider. Dette kan være meget nyttigt i forhold til forskning og overvågning af reelle effekter i naturen. Det er svært at isolere effekter fra pesticider fra andre effekter som f.eks. effekter fra næringssalte, men ved at udvælge de områder med den største risiko for effekter vil der bedre blive muligt at finde disse. Dette arbejde kan også bruges til at validere selve grundlaget for PestNaB på en måde som er en unikt for denne indikator sammenlignet med de fleste andre indikatorer i andre lande.

Listen af delindikatorer i PestNaB kan løbende bruges i rådgivningssammenhæng overfor landbruget som en del af en formidling af god praksis til minimere naturbelastningen. Dette vil evt. kunne udvikles gennem Planteværn Online, hvor delindikatorerne for PestNaB kan vise den enkelte landmand

hvordan det går i forhold til sidste år og hvordan forskellige alternative behandlinger har forskellig naturbelastning.

I PestNaB integreres oplysninger fra en række delindikatorer, mens de fleste andre indikatorer, udviklet i forskellige lande, munder ud i en større række af forskelligartede resultater fra delindikatorer, der ikke er integrerede som i PestNaB.

Sideløbende med at der i Danmark er en evaluering af vores pesticidplan er et forslag til rammedirektivet for en bæredygtig anvendelse af pesticider under behandling i EU. Direktivet indeholder tiltag der har til formål at:

- Minimere farer og risici for sundhed og miljø i forbindelse med pesticidanvendelse
- Forbedre kontrollen med anvendelsen og distributionen af pesticider
- Nedbringe koncentrationer af farlige aktivstoffer i meget følsomme områder som f. eks Natura 2000-områder. Det skal blandt andet ske ved at substituere de farligste stoffer med sikrere (herunder ikke-kemiske) alternativer
- At tilskynde til at begrænse pesticidanvendelse eller pesticidfri dyrkning, navnlig ved at øge forbrugernes bevidsthed, fremme brugen af kodekser for god praksis og fremme overvejelser om eventuel anvendelse af finansielle instrumenter
- Indrette et gennemskueligt system for rapportering og overvågning af fremskridtene hen imod strategiens mål, herunder udvikling af passende indikatorer

Rammedirektivet indeholder ikke aftale om indsamling og rapportering af statistiske oplysninger om markedsføring og anvendelse af plantebeskyttelsesmidler. Disse beskrives i en særskilt statistikforordning der er under forhandling.

For udarbejdelsen af en indikator for naturbelastningen af pesticidanvendelsen er det relevant at hæfte sig ved følgende specifikke virkemidler i rammedirektivet: ”Kommissionen anvender statistiske data til at udregne risikoindikatorer på fællesskabsplan med henblik på at vurdere udviklingen i risiciene på pesticidanvendelsen. Risikoindikatorer beregnes på grundlag af data om farer og eksponering, journaler over pesticidanvendelse, data på pesticiders egenskaber og data om vejrforhold og jordbund”.

Disse kommende aktiviteter i EU vil med stor sandsynlighed søge at udvikle en indikator for pesticiders naturbelastning med det sigte at beskrive et fælles Europæisk niveau. I denne proces vil det være meget vigtigt at en indikator kan integrere forskelligartede oplysninger. Det betyder at PestNaB kan blive attraktiv, når en fælles indikator skal udvikles i EU. Danmark et unik i forhold til mange andre europæiske lande ved at have en god databaggrund for miljøindikatorer. Derfor vil en fælleseuropæisk indikator dog nok ikke få det samme potentiale som en national version af PestNaB, men hvis det samme princip indføres både nationalt og i EU, vil en direkte integration være mulig i det omfang, at pesticidforbruget er kendt i de enkelte lande, hvilket der i EUROSTAT arbejdes på i disse år. Der er meget stor forskel fra land til omkring hvilke informationer, der foreligger for pesticidforbruget. Principperne for PestNaB vil blive søgt afprøvet i Sverige og England efter en workshop i Uppsala i november.

Der kan udvikles en grundvandsindikator baseret på Footprint når resultater fra dette projekt kommer i den kommende tid (http://www.eu-footprint.org/ppdb.html). Den vil kunne supplere PestNab.

PestNaB har en række perspektiver, der kan bidrage afgørende til et forbedret vidensgrundlag i vurderingen af pesticiders naturbelastning. Sprøjtejournalers oplysninger kan direkte bruges i den omfang de afrapporteres, da det Generelle Landbrugsregister indgår med oplysning til PestNaB. Det vil betyde en klar forbedring i den måde forbruget af pesticiders fordeles i landskabet. Det faktum at PestNaB integrerer oplysning omkring lokale påvirkninger med pesticider betyder, at viden fra forskningsprogrammet har gode muligheder for løbende at forbedre PestNaB. Omvendt kan PestNaB give indspil til både forskningsprogrammer og arbejdet med monitering af naturen ved at udpege de steder i landskabet, hvor de største effekter fra pesticider kan forventes at optræde. Muligheden for at indgå i rådgivning af landbrug gennem f.eks. Planteværn Online er klart tilstede og kan løbende udbygges. Derved får aftaler og virkemidler de bedste muligheder for at få en reel betydning. Den stærke integrering af forskellige oplysning i form af delindikatorer i PestNaB giver potentiale som skabelon i mulige kommende bestræbelser på at udvikle en fælleseuropæisk indikator. Der er initiativer i gang omkring afprøvning af principperne bag PestNaB i Sverige og England.

7 Konklusion

Rapporten foreslår en ny indikator, der afspejler naturbelastningen bedre end behandlingshyppigheden. Naturbelastningen i denne rapport dækker over potentiel pesticidpåvirkning i marknære områder af den terrestriske (tørre) natur, samt vandmiljøet. Den terrestriske natur omfatter en række naturtyper, der grænser op til markfladerne såsom levende hegn, diger, skovkanter, trækgrupper osv.. Vandmiljøet omfatter vandløb, vandhuller og søer.

Forslaget til en ny indikator er primært skabt på basis af de mest brugbare elementer fra eksisterende indikatorer og benævnes **Pest**iciders **Na**tur**B**elastning (PestNaB). Troværdighed er søgt optimeret i PestNaB, ved at undgå både unødvendigt komplicerede forudsætninger, samt sammenlægning af forskellige faktorer, der ikke kan forenes. Den geografiske fordeling er bærende i PestNaB, som derved inddrager følgende geografiske elementer:

- Markerne (Markblokke) med oplysninger om hvilke afgrøder der dyrkes
- Afstande til den nærmeste terrestriske natur (skovkanter, levende hegn, diger osv.)
- Afstande til søer/vandhuller
- Afstande til vandløb

Desuden inddrager PestNaB flere forhold omkring naturbelastningen end eksisterende indikatorer og indfører som noget nyt belastningen af højere planter udenfor markfladen, hvilket gør PestNaB bedst til at inddrage specifikke tiltag af forskellig art. PestNaB måler den øgede risiko, der især kan opstå når flere forskellige faktorer med betydning for øget risiko optræder samtidigt og dermed tilsammen i et samspil øger risikoen for uønskede effekter.

Brugbarheden af PestNaB er testet ved gennemførelse af beregninger. Disse viser, at naturbelastningen for 2007 er større end for Målsætning 2003. Nye måltal baseret på det driftsøkonomisk optimale i 2007, der har en Behandlingshyppighed på 2,18, er også sammenlignet med målsætning 2003. Den sammenligning viste, at forbruget i 2007 har en svag tendens for en større naturbelastning. Til sidst er aktuelle forhold i 2001 sammenlignet med de aktuelle forhold i 2007, for at se om der har været en ændring i naturbelastningen. Der var en svag tendens til, at 2007 var mindst belastende, samlet set. For vandmiljøet var der en mindsket belastning mens den tørre natur, som f.eks. hegn og skovkanter, har oplevet en svag tendens til en øget belastning.

PestNaB kan fastfryse alle andre forhold end selve sprøjteadfærden, for at undersøge om sprøjtningen har ”reduceret den mulige naturbelastning” eller ”forøget den mulige naturbelastning”. Dette blev vist med forskellige gennemregninger.

PestNaB er blevet undersøgt i forhold til indikatorens evne til at inddrage forskellige tiltag, hvert tiltag blev analyseres hver for sig og den samlede betydning af alle tiltag blev beregnet. De tiltag, der er udvalgt til denne analyse er (1) Sprøjtefrie randzoner; (2) Afdriftsreducerende dyser; (3) Udskiftning af nogle midler med mindre giftige alternativer; (4) Øgning af det økologiske dyrkningsareal; (5) Reduktion af insekticidanvendelsen. PestNaB udviser følsomhed overfor de valgte tiltag, med undtagelse af økologiske marker, hvor

den synes konservativ, hvilket skyldes at den model, der blev brugt til at fastlægge ændringen i økologisk areal er for simpel. Dette bør forbedres ifald PestNaB skal implementeres. Det synes klart at PestNaB kan hjælpe til med at gøre brugen af tiltag mere motiverende, fremadrettet og transparent i forhold til at opnå målsatte niveauer for naturbelastningen.

Det blev også vist at PestNaB kan undersøge om de valgte tiltag kan betyde at en målsætning omkring reduceret naturbelastning i pesticid plan 2004-2009 kan overholdes selvom de oprindeligt tænkte tiltag (mindre forbrug) ikke er opfyldt. En sådan konklusion kunne ikke opnås uden en beregning med PestNaB og er således et eksempel på hvordan PestNaB kan bidrage med retningsgivende viden for evaluering af handlingsplaner. De valgte tiltag er alle søgt gjort realistisk, men det bør dog genovervejes mere grundigt, hvis den ønskes udmøntet i praksis.

En evt. implementering af PestNaB vil tage ca. 1 år og indeholde: (1) Opsætning af datagrundlag med sikring af den bedst mulige kobling til de eksisterende databaser; (2) Gennemgang af del-indikatorer i forhold til faglige forbedringer af deres troværdighed; (3) Forbedring af datagrundlagt i forhold til at estimere forbruget af pesticider på de forskellige afgrødetyper. (4) Opstilling af målsætning, der ønskes opnået; (5) Fastlæggelse af naturgrundlag som evt. fastholdes fra år til år i beregningerne. (6) Opstilling af et tiltagskatalog, som kan guide beslutningstagere, inklusiv den enkelte landmand, omkring hvordan forskellige tiltag virker på naturbelastningen som de er beskrevet i PestNaB. Dette indebærer udvikling af et web-site for landmænd og konsulenter. (7) Automatisering, gennem programmering, af afrapporteringen, dels for at minimere driftsudgifter og dels for at kvalitetssikre resultaterne; (8) En speciel grundig første afrapportering, der vurdere forbruget i 2007 i forhold til målsætningen der kan danne reference for de efterfølgende afrapporteringer, der bliver af mere summarisk art.

PestNaB kan bidrage afgørende til et forbedret vidensgrundlag i vurderingen af pesticiders naturbelastning. Oplysninger om den enkelte landmands pesticidforbrug kan direkte bruges i den omfang de afrapporteres, da det Generelle Landbrugsregister indgår med oplysning til PestNaB. Det vil betyde klare forbedringer i den måde forbruget af pesticiders fordels i landskabet. Det faktum at PestNaB integrere oplysninger omkring lokale påvirkninger med pesticider betyder at viden fra forskningsprogrammet har gode muligheder for løbende at forbedre PestNaB. Omvendt kan PestNaB give indspil til både forskningsprogrammer og arbejdet med monitering af naturen ved at udpege de steder i landskabet, hvor de største effekter fra pesticider kan forventes at optræde. Muligheden for at indgå i rådgivning af landbrug gennem f.eks. Planteværn Online er klart tilstede og kan løbende udbygges. Derved får aftaler og tiltag de bedste muligheder for at få en reel betydning. Den stærke integrering af forskellige oplysning i form af delindikatorer i PestNaB kan være en skabelon i mulige kommende bestræbelser på at udvikle en fælleseuropæisk indikator.

8 Referencer

ALISTER, C., og M. KOGAN. 2006. ERI: Environmental risk index. A simple proposal to select agrochemicals for agricultural use. ***Crop Protection*** 25: 202-211.

ANONYM. 2005. Retningslinjer: klassificering af plantevernmidler i avgiftsklasser differentiert etter helse- og miljøegenskaper. Matttilsynet.

ANONYM. 2008. Bekæmpelsesmiddelstatistik 2007 Miljøstyrelsen.

BOUTIN, C., N. ELMEGAARD, og C. KJÆR. 2004. Toxicity Testing of Fifteen Non-crop plant Species with Six Herbicides in a Greenhouse Experiment; Implications for Risk Assessment. ***Ecotoxicology*** 13: 349-369.

BRUUS PEDERSEN, M., H. V. ANDERSEN, P. LØFSTRØM, C. KJÆR, M. GLASIUS, B. D. JENSEN, M. STRANDBERG, J. BAK, K. M. HANSEN, og R. BOSSI. In Press. Omfang og effekt af herbicidafdrift til læhegn.

CLAEYS, S., B. VAGENENDE, B. DE SMET, L. LELIEUR, og W. STEURBART. 2005. The POCER indicator: a decision tool for non-agricultural pesticid use. ***Pest Management Science*** 61: 779-786.

CLAUSEN, H. 1998. Ændringer i bekæmpelsesmidlernes egenskaber fra 1981-1985 og frem til 1996. ***Faglig rapport fra DMU*** 223.

DAMGAARD, C., A. FLIESSBACH, J. AXELSEN, M. THOMSEN, S. GYLDENKÆRNE, og P. B. SØRENSEN. 2007. Validation of Indicators.

ESBJERG, P., og B. S. PETERSEN. 2002. Effects of redcuced pesticide use on flora and fauna in the agricultural fields. ***Pesticide Research*** 58.

FOCUS. 2001. FOCUS surface water scenarios in the EU evaluation process under 91/414/EEC. Reprot of the FOCUS working group on surface water scenarios, SANCO/4802/2001-rev. 2.

GANZELMEIER, H., D. RAUTMANN, R. SPANGENBERG, M. STRELOKE, M. HERRMENN, H.-J. WENZELBURGER, og H.-F. WALTER. 1995. Studies on the drift of plant protection products. ***Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Berlin-Dahlem*** 305.

GUSTAVSON, K., P. B. SØRENSEN, M. R. KILDEBY, og F. MØHLENBERG. 2008. Udvikling i pesticiders belastning af miljøet i perioden 1986 til 2006.

GUTSCHE, V., og J. STRASSENMEYER. 2007. SYNOPS - ein Modell zur Bewertung des Umwelt-Risiko-potentials von chemischen Pflanzenschutz. ***Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd.*** 59: 197-210.

HERNANDEZ-HERNANDEZ, C. N. A., J. VALLE-MORA, SANTIESTEBAN-HERNANDEZ, og R. BELLO-MENDOZA. 2007. Comparative ecological risks of pesticides used in plantation production of papaya: Application of the SYNOPS indicator. ***Science of the Total Environment*** 381: 112-125.

JURASKE, R., A. ANTON, F. CASTELLS, og M. A. J. HUIJBREGTS. 2007. PestScreen: A screening approach for scoring and ranking pesticides by their environmental and toxicological concern. ***Environmental International*** 33: 886-893.

KJÆR, C., P. B. SØRENSEN, P. KUDSK, og L. N. JØRGENSEN. 2007. Indikatoren behandlingshyppighed (BH) som mål for pesticidbehandlingens miljøbelastning.

LEWIS, K. A., C. D. BROWN, A. HART, og J. TZILIVAKIS. 2003. p-EMA (III): overview and application of a software system designed to assess the environmental risk of agricultural pesticides. ***Agronomie*** 23: 85-96.

LINDEN, A. M. A. V. D., J. G. GROENWOLD, R. KRUINE, R. LUTTIK, og R. C. M. MERKELBACH. 2008. Dutch environmental indicator for plant protection products, version 2. RIVM, , Bilthoven.

MILJØSTYRELSEN. 2007. Bekæmpelsesmiddelstatistik 2006. Miljøstyrelsen.

MØHLENBERG, F., K. GUSTAVSON, og P. B. SØRENSEN. 2001. Pesticide aquatic risk indicators - an examination of the OECD indicators REXTOX, ADSCOR and the Danish indicators FA and LI based on Danish sales dat from 1992-2000. ***OECD-rapport***.

PROOST, J., og P. MATTESON. 1997. Reducing pesticide use in the Netherlands with stick and carrot. ***Journal of pesticide reform/Fall*** 17.

RAUTMANN, D., M. STRELOKE, og R. WINKLER. 2001. New basic drift values in the authorisation procedure for plant protection products. ***Mitt. Biol. Bundesanst. Land- Forstwirtsch.***

Berlin 383: 1- 15.

REDDERSEN, J., S. ELMHOLT, og S. HOLM. 1998. Indirect Effects of Fungicide and Herbicides on Arthropods. Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen, 44.

REUS, J., P. LEENDERTSE, C. BOCKSTALLER, I. FOMSGAARD, V. GUTCHE, K. LEWIS, C. NILSSON, L. PUSSEMEIER, M. TREVISAN, H. VAND DER WERF, F. ALFARROBA, S. BLÜMEL, J. UISART, D. MCGRATH, og T. SEPPÄLÄ. 1999. Comparing environmental risk indicators for pesticides. Results of the European CAPER Project. Centre for Agriculture and Environment, Utrecht, 426.

REUS, J., P. LEENDERTSE, C. BOCKSTALLER, I. FOMSGAARD, V. GUTCHE, K. LEWIS, C. NILSSON, L. PUSSEMIER, M. TREVISAN, H. VAN DER WERF, F. ALFARROBA, S. BLÜMEL, J. ISART, D. MCGRATH, og T. SEPPÄLÄ. 2002. Comparison and evaluation of eight pesticide environmental risk indicators developed in Europe and recommendation for future use. ***Agric. Ecosystems and Environ.*** 90: 177-187.

REUS, J. A. W. A., og P. C. LEENDERTSE. 2000. The environmental yardstic for pesticides: a practical indicator used in the Netherlands. ***Crop Protection*** 19: 637-641.

RYDAHL, P. 2004. A Danish decision support system for integrated management of weeds. ***Aspects of Applied Biology*** 74: 43-53.

TAYLOR, R. L., B. D. MAXWELL, og R. J. BOIK. 2006. Indirect effects of herbicides on bird food resources and beneficial arthropods. ***Agriculture, Ecosystem and Environment*** 116: 157-164.

VAN DER WERF, H. M. G., og C. ZIMMER. 1998. An indicator of pesticide environmental impact based on a fuzzy expert system. ***Chemosphere*** 36: 2225-2249.

VERCRUYSSE, F., og W. STEURBAUT. 2002. POCER, the pesticide occupational and environmental risk indicator. ***Crop Protection*** 21: 307-315.

Detaljeret beregningsgennemgang for PestNaB

PestNaB er bygget op omkring 18 delindikatorer, der hver beskriver væsentlige elementer i landbrugsanvendte pesticiders naturbelastning og hvor en voksende værdi for en delindikator forudsættes at medføre en voksende risiko for uønskede effekter på naturen. Disse delindikatorer er beregnet for ca. 41.700 1X1 km kvadrater, der dække alle marker med mere eller mindre brug af pesticider. Når to forbrugsscenarier sammenlignes så sammenlignes alle kvadrater for det ene scenarie med alle kvadrater i det andet scenarie for hver eneste af de 18 indikatorer. Der er også muligt at udføre en rangordning mellem alle kvadrater, hvor kun en mindre del af delindikatorerne inddrages svarende til en beskyttelseskategori. Hvis f.eks. beskyttelseskategorien er den terrestriske natur langs markkanten som vil det kun være de delindikatorer, der beskriver afdrift fra sprøjteskyen på dyr og planter langs markkanten (i alt 3 delindikatorer, nr. 7-9).

Når to kvadrater fra hvert sit forbrugsscenarie (her benævnt Scenarie 1 og Scenarie2) sammenlignes vil det ende op med et af følgende fire mulige resultater:

1) Mindst en delindikator bestemmer at Scenarie 1 er mere belastende end Scenarie 2 og ingen andre indikator bestemmer det modsatte (=Scenarie 1 over Scenarie 2)
(2) Mindst en delindikator bestemmer at Scenarie 2 er mere belastende end Scenarie1 og ingen andre indikator bestemmer det modsatte (=Scenarie 2 over Scenarie 1)
(3) Mindst to delindikatorer er uenige om hvilken scenarie der er mest belastende (=Konflikt mellem delindikatorer)
(4) Alle delindikatorerne har helt samme værdi (Scenarie 1 og Scenarie 2 er ens)

I tilfælde (1) er det klart at kvadratet i Scenarie 1 kan bestemmes som værende mere naturbelastende end kvadratet fra Scenarie 2 og den modsatte konklusion kan drages for tilfælde (2). I tilfælde af (4) vil det være ubestemt hvilken af de to scenarier der er mest belastende for de to kvadrater. I tilfælde af (4) vil der være et neutralt forhold mellem de to kvadrater, der ikke kan bruges til at afgøre nogen rang. Princippet i indikatoren er at undersøge alle kvadrater i det ene scenarie med alle kvadrater i det andet scenarie og så tælle op hvor mange sammenligninger, der peger på hver af de fire muligheder oven over. Således kan sammenligningerne mellem kvadrater fra hhv. Scenarie 1 og 2 opsummeres som:
Sum1Over2: Antal gange en sammenligning falder i kategori (1) (Scenarie 1 over Scenarie 2)
Sum2Over1: Antal gange en sammenligning falder i kategori (2) (Scenarie 2 over Scenarie 1)
SumKonflikt: Antal gange en sammenligning falder i kategori (3) (Konflikt)

Disse tre summer bruges til at finde en rangstyrke for Scenarie 1 over Scenarie 2 med følgende beregning:

$$Rangstyrke = \frac{Sum1Over2 - Sum2Over1}{Sum1Over2 + Sum2Over1 + SumKonflikt}$$

Hvis ***Sum1Over2*** er større end ***Sum2Over1*** så afspejler det en tendens for Scenarie 1 til at være relateret til større naturbelastning end scenarie 2, så hvis ***Rangstyrke*** er positiv så peger det mod scenarie 1 som mest naturbelastende, omvendt hvis ***Rangstyrke*** er negativ. Hvis der er mange konflikter, dvs. ***SumKonflikt*** er stor, så vil ***Rangstyrke*** blive påvirket mod 0, svarende til at det ene scenarie ikke med sikkerhed kan siges at betyde en større naturbelastning end det andet scenarie. Værdien for ***Rangstyrke*** vil altid ligge mellem -1 (Total dominans af Scenarie 2) og 1 (Total dominans af scenarie 1).

I nedenstående tabel er beregningen udført i en sammenligning mellem det aktuelle forbrug 2007 (Scenarie 1) samt det aktuelle forbrug for 2001 (Scenarie 2). Så hvis ***Rangstyrke*** er positiv betyder det at det aktuelle forbrug 2007 har tendens til større naturbelastning end forbruget i 2001 og omvendt hvis ***Rangstyrke*** er negativ. Jo tættere ***Rangstyrke*** er på hhv. 1 og -1 jo stærkere er tendens for det ene scenarie til at have større naturbelastning end det andet scenarie. Som nævnt ovenfor, så kan beregningerne enten foregå for alle delindikatorer for at få et samlet billeder eller for en mindre del af dem for at beskrive en bestemt beskyttelseskategori. Dette er også vist i nedenstående tabel og der ses en del forskel mellem beskyttelseskategorierne. Således er vandmiljøet den mest kritiske til at dømme Scenarie 2 (2001) til at være mere belastende end Scenarie 1 (2007), da værdien -0,28 er tabellens største afvigelse fra 0 i rangstyrke. De tre beskyttelseskategorier angiver ikke den samme rang mellem de to år, da den terrestriske natur udenfor markfladen med rangstyrken 0,07 bestemmer Scenarie 1 (2007) til at være mere belastende end scenarie 2 (2001) modsat vandmiljøet, der havde negativ rangstyrke. Markfladen viser en tendens til at scenarie 1 (2007) er mindre naturbelastende end scenarie 2 (2001) med en negativ værdi på -0,05. Rangstyrken kan således sammenlignes mellem beskyttelseskategorierne i tabellen og vise hvilke kategorier der er stærke/svage i deres vurdering af om den ene scenarie er mere/mindre naturbelastende end det andet.

Tabel A1

Scenarie 1:	Forbrug 2007	
Scenarie 2:	Forbrug 2001	
Sammenligninger for alle delindikatorer		
Sum1Over2:	293.854.077	
Sum2Over1:	389.177.853	
SumKonflikt:	1.056.501.190	
Ens:	70.028	
Rangstyrke:		-0,05
Kun markfladens delindikatorer medtaget (Del-indikator 1-6)		
Sum1Over2:	493.117.417	
Sum2Over1:	572.155.421	
SumKonflikt:	674.260.282	
Ens:	70.028	
Rangstyrke:		-0.05
Terrestrisk natur udenfor marken (Del-indikator 7-9)		
Sum1Over2:	642.469.682	
Sum2Over1:	487.500.418	
SumKonflikt:	609.563.020	
Ens:	70.028	
Rangstyrke:		0,09
Vandmiljø (Del-indikator 10-18)		
Sum1Over2:	336.705.193	
Sum2Over1:	797.841.094	
SumKonflikt:	604.986.833	
Ens:	70.028	
Rangstyrke:		-0.28

Det er muligt at kortlægge de enkelte delindikatorers rangstyrke ved simpelthen at lade den være alene om at rangordne Scenarie 1 og Scenarie 2. Ved en sådan rangordning vil det naturligvis ikke opstår nogle konflikter (***SumKonflikt***=0), da kun en delindikator indgår hver gang to kvadrater skal rangordnes. Resultatet vises i tabellen nedenfor svarende til de to scenarier i Tabel A1. De tre beskyttelseskategorier er angivet med farver og del-indikatorerne listet efter rangstyrke, med de største værdier øverst (Tabel A2). Det ses at 5 delindikatorer har positiv rangstyrke, mens resten har negative værdier. Det er væsentligt, at se om der indenfor hver af de tre beskyttelseskategorier er ”enighed” eller ”uenighed” mellem de enkelte delindikatorer om hvilket scenarie, der er mest naturbelastende. Her ses det, at vandmiljøets del-indikatorer alle er enige om at Scenarie 2 er mest belastende (negativ rangstyrke), mens der er en hvis splittelse for de to øvrige beskyttelseskategorier. Det udmønter sig også i Tabel A.1., hvor vandmiljøet viser den største negative rangstyrke, svarende til den stærkeste indikation for, at Scenarie 2 er mest belastende. Den terrestriske natur udenfor marken er splittet mellem to delindikatorer, der klart viser positiv rangstyrke og så en enkelt, der udviser negativ rangstyrke. Markfladen udviser det mest konfliktfyldte resultat, med 3 delindikatorer med hhv. positive

og negative rangstyrker, hvilket også udmønter sig i Tabel A.2. som den mest uafgjorte rangstyrke tæt på 0.

Tabel A2, viser altså det generelle resultat, samlet set og fordelt på de valgte beskyttelseskategorier, mens Tabel A1. viser baggrunden og en evaluering af det generelle resultat. Hvis man ønsker at opnå et andet resultat, så viser Tabel A2 hvilke delindikatorer, der skal påvirkes gennem tiltag for at ændre på naturbelastningen så den går i mod mindre værdi i de kommende år.

Det vil være muligt yderligere at undersøge de enkeltes delindikatorers sammenspil, i forhold til rangordning af de enkelte kvadrater. Derved kan det f.eks. vurderes hvilke delindikatorer, der bidrager med ny viden som ikke allerede er indeholdt i andre delindikatorer. Det vil være muligt at gruppere delindikatorerne efter deres "slægtskab" og altså i grupper, hvor den enkelte delindikator har en tendens til at gentage den viden, der afspejles i de andre delindikatorer i samme gruppe. Men i denne rapport vil dette ikke blive nærmere beskrevet, men blot påpeget som en mulighed.

Tabel A2 Resultat af sammenligning mellem 2007 (Scenarie1)og forbruget 2001 (Scenarie2). Beregningen er gennemført med kun en indikator ad gangen.

	Markfladen
	Terrestrisk natur uden for markfladen
	Vandmiljøet

Delindikator		Rangordning med hver delindikator **alene**			
Nr.	Betegnelse	Sum1Over2	Sum2Over1	Rangstyrke	
9	Afdrift til terrestriske kantbiotoper, Planter	1126278045	613255006	0,29	Scenarie 1 er mest belastende
8	Afdrift til terrestriske kantbiotoper, Leddyr	1080955279	658577233	0,24	
6	Markfladen, Planter	1062455392	677077675	0,22	
4	Markfladen, Regnorme	1015890333	723642724	0,17	
5	Markfladen, Insekter	898142569	841390506	0,03	
13	Afdrift til vandløb, Alger	811237840	928292071	-0,07	Scenarie 2 er mest belastende
16	Afdrift til vandhul, Alger	809945518	929587568	-0,07	
2	Markfladen, Fugle	775253877	964279187	-0,11	
3	Markfladen, Bier	682889586	1056643479	-0,21	
7	Afdrift til terrestriske kantbiotoper, Bier	669393809	1070139264	-0,23	
10	Drænudløb til vandmiljøet, Alger	624980145	1114552945	-0,28	
15	Afdrift til vandløb, Fisk	577938965	1161590936	-0,36	
18	Afdrift til vandhul, Fisk	577600492	1161932589	-0,34	
1	Markfladen, Pattedyr	561369889	1178163179	-0,35	
12	Drænudløb til Vandmiljøet, Fisk	514111442	1225421359	-0,41	
14	Afdrift til vandløb, Invertebrater	429659895	1309870019	-0,51	
17	Afdrift til vandhul, Invertebrater	427467367	1312065725	-0,51	
11	Drænudløb til vandmiljøet, Invertebrater	424969437	1314563655	-0,51	