

Evaluering af pesticidindikatoren PestNaB

Kim Gustavson og Dorte Rasmussen,

DHI

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

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

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

Indhold

FORORD	5
SAMMENFATNING	7
SUMMARY	13
1 INDLEDNING	19
1.1 PESTICIDERNES MULIGE MILJØBELASTNING	19
1.2 FORMÅL	20
1.3 BAGGRUND	20
1.4 METODE	21
2 BESKRIVELSE AF PESTNAB	23
2.1 DATAGRUNDLAGET	24
2.1.1 <i>Data for pesticidernes egenskaber</i>	24
2.1.2 <i>Forbrugsdata</i>	25
2.1.3 <i>GIS-informationer – naturens placering i naturen</i>	25
2.2 DELINDIKATORER I PESTNAB	26
2.2.1 <i>Belastningstal</i>	27
2.2.2 <i>Behandlingsindeks</i>	28
2.2.3 <i>Delindikatorer til markflade</i>	28
2.2.4 <i>Delindikatorer til terrestriske kantbiotoper</i>	29
2.2.5 <i>Delindikatorer til overfladevand</i>	29
2.3 AGGREGERING AF DELINDIKATORER VED RANGORDNING	30
2.4 PESTNAB I DPSIR TERMINOLOGI	31
3 TEORETISK ANALYSE AF PESTNAB	33
3.1 KONCEPT	33
3.2 DELINDIKATORER TIL MARKFLADE	34
3.2.1 <i>Eksposering</i>	34
3.2.2 <i>Direkte belastninger</i>	34
3.2.3 <i>Indirekte belastninger</i>	34
3.2.4 <i>Ophobning i naturen</i>	35
3.2.5 <i>Sekundær forgiftning</i>	36
3.2.6 <i>Samlet vurdering af delindikatorerne for markfladen</i>	36
3.3 DELINDIKATORER TIL TERRESTRISKE KANTBIOTOPER	36
3.3.1 <i>Eksposering</i>	36
3.3.2 <i>Direkte belastninger</i>	37
3.3.3 <i>Indirekte belastninger</i>	37
3.3.4 <i>Ophobning i naturen og i organismer</i>	37
3.3.5 <i>Sekundær forgiftning</i>	37
3.3.6 <i>Samlet vurdering af delindikatorerne for kantbiotoperne</i>	37
3.4 DELINDIKATORER TIL OVERFLADEVAND	38
3.4.1 <i>Eksposering</i>	38
3.4.2 <i>Direkte belastninger</i>	39
3.4.3 <i>Indirekte belastninger</i>	39
3.4.4 <i>Ophobning i naturen og i organismer</i>	39
3.4.5 <i>Sekundær forgiftning</i>	39
3.4.6 <i>Samlet vurdering af delindikatorerne for overfladevand</i>	40
3.5 OPSUMMERINGER	40

4	KVANTITATIV ANALYSE AF PESTNAB	43
4.1	ANTAGELSER FOR BEREGNINGERNE	44
4.2	UDVÆLGELSE AF KVADRATER	44
4.3	PRINCIPPER FOR SAMMENLIGNING OG AGGREGERING	46
4.4	ACCEPTKRITERIER	48
4.5	ANALYSE AF MULIG KORRELATION MELLEM DELINDIKATORERNE	49
4.6	KRITISKE PESTICIDER	53
4.7	FØLSOMHEDSANALYSE	57
4.8	OPSUMMERINGER	61
5	DISKUSSION	63
5.1	FØRUDSÆTNINGER OG BEREGNINGSMETODER	63
5.2	DATAGRUNDLAGET I PESTNAB	66
5.3	FØLSOMHED OG USIKKERHED	67
6	KONKLUSION	69
7	LITTERATUR	71
8	ORDLISTE	73

Forord

DMU har i 2008 foreslået en ny indikator, PestNaB, som har til formål at give et mål for naturbelastningen ved brug af pesticider. Nærværende projekt har haft til formål at evaluere PestNaB.

Projektet er finansieret af Miljøstyrelsen og Fødevareministeriet, og det blev igangsat i februar 2008.

Projektet er fulgt af en følgegruppe, bestående af:

Lise Samsøe-Petersen, Miljøstyrelsen, formand

Jørn Kirkegaard, Miljøstyrelsen

Anette Engelund Friis, Fødevareministeriet

Peter Esbjerg, Institut for Jordbrug og Økologi, Københavns Universitet

Ulrik Nørum, Biologisk Institut, Syddansk Universitet

Christian Ritz, Institut for Grundvidenskab og Miljø, Københavns Universitet

Martin Skriver, By- og Landskabsstyrelsen

Endvidere har Peter Borgen Sørensen, Århus Universitet, deltaget i følgegruppemøderne og bidraget med oplysninger og data for projektet.

Projektet er udført af Kim Gustavson og Dorte Rasmussen, DHI.

Sammenfatning

BAGGRUND

Ifølge regeringsgrundlaget fra november 2007 skal pesticidforbruget i dansk landbrug reduceres, og regeringen iværksatte i 2008 en fremrykket evaluering af Pesticidplan 2004-09. I denne forbindelse skulle der udvikles en ny og mere retvisende indikator, der i højere grad end behandlingshyppigheden måler pesticidernes skadevirkninger, så der mere målrettet og effektivt kan sættes ind over for disse virkninger.

I rapporten "Indikator for pesticiders belastning af naturen (PestNaB)" foreslås en ny indikator, PestNaB, der er udviklet som en indikator til monitoring og beregning af pesticiders naturbelastning (Kjær et al. 2008).

PestNaB er baseret på en række beregninger, hvori indgår databaser for pesticidesalget, landbrugsarealets anvendelse til forskellige afgrøder, pesticidanvendelsen i forbindelse med disse afgrøder samt den geografiske placering af landskabelementer som levende hegn, vandløb, søer og vandhuller i forhold til markerne (Kjær et al. 2008) [PestNaB anvender tillige betegnelsen "naturelementer" som synonym for "landskabelementer"]. Resultaterne af indikatorberegningerne er tænkt at skulle indgå i beslutningsgrundlaget og som mål for den fremtidige miljøpolitik i relation til regulering af pesticidanvendelsen. Resultaterne af beregningerne skal kunne anvendes til at vurdere effekter af forskellige mulige tiltag til reduktion af pesticidernes belastning af naturen, fx reduceret forbrug af pesticider og anvendelse af mindre toksiske pesticider.

Til en vurdering af PestNaBs troværdighed og egnethed som indikator for pesticiders miljøbelastning, er der i nærværende projekt gennemført en evaluering af beregningsmetoder, følsomhed og usikkerhed, samt datagrundlaget i PestNaB.

FORUDSÆTNINGER OG BEREGNINGSMETODER

Pesticider kan belaste naturen på mange måder, som ikke alle kan afspejles i et sæt af indikatorer, dels som følge af mangel på viden om en række forhold og dels som følge af mangel på data. PestNaB kan i sagens natur kun inddrage de forhold, hvor der er viden og data.

PestNaB bruger rangordning som primær metode, dvs. PestNaB sammenligner konsekvent to scenarier med hinanden og angiver, hvorvidt det ene scenarium medfører en større naturbelastning end det andet. Dette betyder, at PestNaB kan bruges til at indikere ændringer i belastningen af naturen.

PestNaB er i sin nuværende form sammensat af 18 delindikatorer, som hver især giver en værdi for pesticidernes belastning af et givet landskabelement (en beskyttelseskategori), fx belastning af organismer i overfladevand som følge af vinddrift eller belastning af bier på markfladen. De enkelte

delindikatorer er formuleret enten som et belastningstal eller som et behandlingsindeks. Belastningstallet findes som et forhold mellem eksponeringen af et givet landskabselement og en effektkoncentration for samme landskabselement. Meget enkle mål for eksponeringen indgår i PestNaB.

Nedenstående tabel viser en oversigt over de beskyttelseskategorier og belastninger, som enten er omfattet (+) eller ikke omfattet (÷) af PestNaB.

Beskyttelseskategori	Direkte effekter	Indirekte effekter	Sekundære effekter	Andre effekter ⁴⁾
Markflade	+ ¹⁾	+ ²⁾	+ ³⁾	÷
Kantbiotoper	+	÷	÷	÷
Overfladevand	+	÷	÷	÷
Sediment	÷	÷	÷	÷
Grundvand	÷	÷	÷	÷
Luft	÷	÷	÷	÷

- 1) Mangler mikroorganismer
- 2) Mangler fungicidernes bidrag
- 3) Mangler redegørelse for bioakkumulering
- 4) Andre effekter omfatter fx langtidseffekter, hormonforstyrrende effekter, ophobning

Udeladelse af grundvandforurening skyldes det forhold, at beskyttelsen af grundvandet mest er begrundet i sundhedsmæssige overvejelser med brug af maksimalt tilladeligt koncentrationsniveau. Det kan også argumenteres, at nedsivning til grundvandet skal påvises at være under et vist niveau for tildeling af en godkendelse. Det forhold, at PestNaB ikke inkluderer eventuelle effekter i luften er i tråd med, at der heller ikke tidligere i Danmark har været stillet specifikke krav om undersøgelser eller redegørelser for fordampning af pesticider fra jord og behandlede afgrøder eller om undersøgelser af nedbrydningen i luften af pesticider eller deres metabolitter.

For nærværende er det kun pesticider anvendt i landbruget, der er inddraget i PestNaB, selvom indikatoren i princippet godt kan udvides til at omfatte anden brug af pesticider på friland.

De enkelte delindikatorer er i beregningerne vægtet ligeligt, dvs. der er i PestNaB ikke foretaget en prioritering af hvilke landskabselementer, der har størst betydning. Det skal bemærkes, at der ikke er indbygget en tidsskala i PestNaB. Belastningen af overfladevand, som følge af dræning, vil således reelt først ske en vis tid efter pesticidesprøjtningen, mens belastningen af overfladevand, som følge af afdrift, sker meget kort tid efter pesticidesprøjtningen.

FØLSOMHED OG USIKKERHEDER

Analysen omfattede følgende emner:

Aggregering I den aggregerede indikator tæller de enkelte delindikatorer ligeligt. Ved aggregeringen i PestNaB udelades de tilfælde, hvor mindst en delindikator er i uoverensstemmelse med de andre delindikatorer. Dette synes umiddelbart at være en væsentlig forenkling, og der er risiko for, at værdifuld information går tabt ved denne procedure. Betydningen heraf for resultatet af beregningen er vurderet og analyseret.

Vægtning Ved beregning af den aggregerede indikator vægtes en lille forbedring lige så meget som en stor forbedring, ligesom en lille forværring vægtes lige så meget som en stor forværring. Det er analyseret, hvorvidt en ændring i acceptkriteriet for, hvornår en delindikator indikerer højere (eller lavere) belastning ved ét scenarium i forhold til et andet scenarium vil have betydning for PestNaB.

Effekter af diverse tiltag Dette omfatter fx gengivelse af effekter af reduceret pesticidforbrug og forbud mod visse pesticider.

Effekter af ændringer i arealanvendelsen. Dette omfatter fx inddragelse af brakområder til landbrugsområder, omlægning til økologisk drift og etablering af naturområder.

Følsomhed i forhold til kritiske data. Kritiske data er fx pesticidernes toksicitet, afstand til natur og mængde af natur. Analysen omfattede udpegning af de mest kritiske parametre, der skal bestemmes med størst mulig præcision. Samtidig blev det vurderet, om disse parametre kan bestemmes med den nødvendige præcision.

Korrelation mellem de enkelte delindikatorer. Dette omfatter en analyse af, om der i visse tilfælde er indikatorer, der er negativt korrelerede, samt om der findes "dominerende" delindikatorer.

Analysen viste, at introduktion af ændringer i det anvendte aggregeringsprincip giver de samme konklusioner som det nuværende aggregeringsprincip, samt at konklusionerne kun påvirkes i mindre omfang, som følge af mindre ændringer i acceptniveauet. Analysen viste endvidere, at PestNaB overordnet kan karakteriseres som en robust indikator, der kan afspejle konsekvensen af belastningen på naturen som følge af realistiske ændringer i pesticidforbruget i Danmark, fjernelse af de mest kritiske pesticider og introduktion af sprøjtefrie zoner.

PestNaB er kun lidt følsom over for mindre ændringer af toksicitetsværdierne (inden for samme størrelsesorden) for de mest kritiske pesticider, hvilket gør PestNaB robust over for mindre usikkerheder på bestemmelse af pesticidernes toksicitet. Det er også vist, at PestNaB konkluderer en større belastning af naturen, hvis der introduceres mere natur i Danmark og pesticidforbruget holdes konstant (eller øges).

I den fuldt aggregerede form er PestNaB en konservativ indikator, sådan forstået, at en eventuelt reduceret belastning af f.eks. vandmiljøet ikke nødvendigvis vil afspejle sig i den aggregerede indikatorværdi.

DATAGRUNDLAG

Datagrundlaget til vurdering af pesticidernes belastning af miljøet er i PestNaB, som i så mange andre økotoksikologiske vurderinger, baseret på data fra standardiserede laboratorietest med enkelte arter. Der er en betydelig usikkerhed i at ekstrapolere resultater fra laboratorietest med enkelte arter til vurdering af effekter i miljøet på økosystemniveau. PestNaB er i sig selv begrænset af tilgængelige økotoksicitetsdata for pesticider og er derfor afhængig af de datakrav, der stilles i forbindelse med godkendelse af pesticider. Der indgår kun testdata for akut toksicitet i PestNaB. Andre faktorer, som fx persistens og ophobning af pesticider i organismer og miljø, pesticiders mulige hormonforstyrrende effekter på fisk, fugle og pattedyr,

kombinationseffekter med andre kemiske stoffer, belastning af mikroorganismer i jord og vand, samt fungiciders belastning og effekter på fødegrundlaget i markfladen, indgår ikke i PestNaB. Sådanne faktorer er vigtige for en risikovurdering af pesticiders effekter på miljøet, hvilket da heller ikke er sigtet med PestNaB.

I PestNaB er landskabselementernes placering kategoriseret på basis af Kort- og Matrikelstyrelsens kortværk (betegnet som Kort 10), der er lavet ud fra flyfoto. Da landskabselementerne (dige, levende hegn, trægruppe, skov, hede, vådområde, sø og vandløb samt fortidsminder) er meget vigtige for PestNaB, kan det være kritisk, hvis kortgrundlaget ikke er opdateret. Det skal bemærkes, at det nuværende kortgrundlag er fra 2002-2006.

I den nuværende version er den arealmæssige anvendelse af pesticider beregnet ud fra data for det samlede salg af de enkelte pesticider i Danmark, afgrødetypfordelingen i Danmark samt viden om hvilke midler, der typisk anvendes på de forskellige afgrøder. Afgrødetyperne i den eksisterende version af PestNaB er således direkte relateret til bekæmpelsesmiddelstatistikens hovedafgrøder (10 forskellige) (Miljøstyrelsen 2009). Datagrundlaget for den geografiske fordeling af afgrødetypetyper på de enkelte marker opdateres årligt. Oplysninger om de mængder af pesticider, der er blevet anvendt til hver afgrøde på bedriftsniveau, findes i sprøjtejournalerne, men disse foreligger for indværende ikke på elektronisk form.

KONKLUSION

PestNaB bruger rangordning som primær metode, dvs. PestNaB sammenligner konsekvent to scenarier med hinanden og angiver, hvorvidt det ene scenarium medfører en større naturbelastning end det andet. Dette betyder, at ***PestNaB kan bruges til at indikere ændringer i belastningen af naturen.*** Derimod ***giver PestNaB ikke svar på, om anvendelsen af pesticider medfører uønskede effekter på naturen,*** fordi datagrundlaget er baseret på data fra laboratorietest med enkelte arter, som ofte langt fra er repræsentative for de mange forskellige organismer i naturlige miljøer og kun med betydelig usikkerhed kan ekstrapoleres i forbindelse med en risikovurdering af effekter på økosystemniveau.

PestNaB er på de fleste områder baseret på accepterede principper for miljørisikovurdering af kemiske stoffer. Miljørisikovurderinger er baseret på en ekstrapolation af resultater fra laboratorietest til forholdene ude i naturen. Der er en betydelig usikkerhed i at ekstrapolere resultater fra laboratorietest med enkelte arter til vurdering af effekter i miljøet på økosystemniveau, som er overordentligt vanskelige at undersøge til bunds. PestNaB søger ikke at redegøre for den samlede belastning af hele naturen. PestNaB vurderer naturbelastningen i forhold til nogle udvalgte organismer, som er særligt relevante i forhold til en karakterisering af pesticidernes naturbelastning, både når der kigges på direkte og indirekte effekter. Det er endvidere påvist, at PestNaB er robust over for mindre usikkerheder på de data, der anvendes i beregningerne.

De gennemførte analyser indikerer, at beregningsprincipperne i PestNaB resulterer i vurderinger af betydningen af ændringer i pesticidforbrug og arealforhold, der er i overensstemmelse med, hvad man ville forvente. Størrelsesordenen af udsving i den beregnede rangstyrke afspejler desuden graden af ændringer, der er lagt ind i scenarierne. Det skal dog påpeges, at det

på nuværende tidspunkt ikke er muligt at verificere PestNaB ved at sammenligne beregningsresultater med aktuelle målinger. Eksponeringsvurderingen i PestNaB er baseret på de forskellige landskabelementers placering i Kort- og Matrikelstyrelsens kortværk, Kort 10, der er udarbejdet for perioden 2002-2006 (landskabelementer er fx dige, levende hegn, trægruppe, skov, hede, vådområde, sø og vandløb samt fortidsminder). I betragtning af, at arealanvendelsen og landskabelementerne ændrer sig fra år til år, kan det være kritisk, hvis oplysninger om landskabelementernes placering ikke er opdateret. Den arealmæssige anvendelse af pesticider beregnes ud fra data for det samlede salg af de enkelte pesticider i Danmark, afgrødetypefordelingen i Danmark samt viden om hvilke pesticider, der typisk anvendes på de forskellige afgrøder. Information om hvilke mængder pesticider, der anvendes på de enkelte marker, findes dog i sprøjtejournalerne. Adgang til sprøjtejournaler ville således kunne give en stærkt forbedret viden om, hvilke pesticider og hvilke mængder, der anvendes på markerne. Derved kan opnås en mere præcis viden om eksponeringen af landskabelementerne med pesticider.

Resultaterne, der opnås ved brug af PestNaB, kan være vanskelige at gennemskue og dermed fortolke for ikke-specialister. For eksempel vil alle delindikatorer i PestNaB ikke nødvendigvis pege i samme retning og en reduceret belastning kan være resultatet af mindre anvendte mængder af pesticider, af anvendelse af mindre toksiske pesticider og/eller af forekomst af mindre natur eller en kombination af disse parametre.

Anvendelsen af PestNaB i forbindelse med fastlæggelse af pesticidpolitiske målsætninger og handlingsplaner og overvågning af udviklingen af pesticidforbrug og naturbelastning **kan ikke stå alene** men bør indgå i en bredere vurdering af pesticidforbrug og naturbelastning.

PestNaB **kan umiddelbart anvendes som et redskab til analyse af betydningen af eventuelle tiltag til reduktion af pesticidernes akutte naturbelastning** idet parametrene kan ændres enkeltvis.

Summary

BACKGROUND

According to the Danish parliamentary majority of November 2007, the consumption of pesticides by Danish agriculture must be reduced and, in 2008, the Danish government initiated an advanced evaluation of the Pesticide Action Plan 2004-2009. In this context, a new and truer indicator should be developed, which rather than considering the treatment frequencies measures the harmful effects of the pesticides to allow more applied and effective actions against this impact.

The report "Indikator for pesticiders belastning af naturen (PestNaB) [Indicator of the pressures of pesticides on nature (PestNaB)]" recommends a new indicator, PestNaB, which was developed as an indicator for monitoring and calculating the pressures of pesticides (Kjær et al. 2008).

PestNaB is based on various calculations including databases on pesticide sales, use of agricultural areas for different crops, pesticide application in relation to these crops and the geographic placing of the landscape elements such as hedges, streams, lakes and ponds in relation to the cultivated fields (Kjær et al. 2008) [PestNaB also uses the term "nature elements" as a synonym of "landscape elements"]. The results of the indicator calculations are meant to form part of the basis for decisions and as a target for the future Danish environmental policy regarding pesticide application. The results must be applicable for assessing effects of various initiatives for reduction of the pressures on nature of the pesticides, e.g. reduced consumption of pesticides and application of less toxic pesticides.

In order to assess its reliability and suitability as an indicator of the environmental pressures of pesticides, this project has carried out an evaluation of the assumptions and calculation methods, sensitivity and uncertainty and data foundation of PestNaB.

PRECONDITIONS AND METHODS OF CALCULATION

Pesticides may put pressures on nature in many ways, which cannot all be reflected in a set of indicators, partly due to lack of knowledge on a number of conditions and partly due to lack of data. Naturally, PestNaB can only include conditions, on which knowledge and data exist.

PestNaB uses ranking as the primary method, i.e. PestNaB consequently compares two scenarios and indicates whether one of the scenarios results in higher pressures on nature than the other one. This means that PestNaB may be applied to indicate changes in the pressures on nature.

In its present form, PestNaB is composed of 18 subindicators. Each subindicator produces a value for the pressures of the pesticides on a given landscape element (a protection category), e.g. pressures on organisms in surface waters because of wind drift or pressures on bees on the field surface.

The individual subindicators are expressed either as an environmental pressure figure or as a treatment index. The environmental pressure figure is calculated as a ratio of the exposure of a given nature element to an effect concentration for the same element. PestNaB comprises very simple measures for exposure.

The below table gives an overview of the protection categories and pressures included (+) or not included (-) in PestNaB.

Protection category	Direct effects	Indirect effects	Secondary effects	Other effects ⁴⁾
Field surface	+ ¹⁾	+ ²⁾	+ ³⁾	-
Edge biotopes	+	-	-	-
Surface waters	+	-	-	-
Sediment	-	-	-	-
Ground water	-	-	-	-
Air	-	-	-	-

- 1) Lacking microorganisms
- 2) Lacking contribution from fungicides
- 3) Lacking account of bioaccumulation
- 4) Other effects include e.g. long-term effects, endocrine disrupters, accumulation

Omission of ground water contamination is due to the fact that the protection of ground water is primarily motivated by health considerations using maximum allowable concentration level. It may also be argued that in order to obtain a permit, it must be proven that leaching to ground water is below a certain level. That PestNaB does not include potential effects in the air falls in line with the fact that in Denmark, no specific requirements have previously been made for investigations or accounts of evaporation of pesticides from soil and treated crops or for investigations of the degradation of pesticides or their metabolites in the air.

At present, PestNaB only includes pesticides applied in agriculture although in principle, the indicator might be extended to comprise other uses of pesticides in outdoor cultivation.

In the calculations, the individual subindicators are weighted equally, i.e. PestNaB does not make any prioritization of which landscape elements are most important. It should be noted that no timescale is incorporated in PestNaB. Therefore, the load on surface water caused by drainage will not really take place until a certain time after the pesticide spraying while the load on surface water caused by spray drift will take place shortly after the pesticide spraying.

SENSITIVITY AND UNCERTAINTIES

The analysis included the following topics:

Aggregation. In the aggregated indicator, the individual subindicators rate equally. At the aggregation in PestNaB, the cases, in which at least one subindicator is inconsistent with the other subindicators, are omitted. On the face of it, this seems to be a substantial simplification and this procedure involves a risk of valuable information being lost. The influence on the calculation results of this simplification was assessed and analysed.

Weighting At the calculation of the aggregated indicator, a small improvement is weighted as much as a large improvement and a small aggravation is weighted as much as a large aggravation. It was analysed whether a change of the acceptance criterion for when a subindicator indicates higher (or lower) pressures in one scenario compared to another, will influence PestNaB.

Effects of various initiatives. This includes e.g. presentation of effects of reduced pesticide consumption and prohibition of certain pesticides.

Effects of changes of land use. This includes e.g. withdrawal of fallows for agricultural use, conversion to organic farming and establishment of natural areas.

Sensitivity to critical data. Critical data are e.g. the toxicity of the pesticides, distance to natural areas and amount of nature. The analysis included the pointing out of the most critical parameters that must be determined with utmost precision. At the same time, it was assessed whether these parameters may be determined with the necessary precision.

Correlation between the individual subindicators. This included an analysis of whether, in certain cases, indicators are negatively correlated and whether there are “dominant” subindicators.

The analysis showed that introduction of changes to the applied aggregation principle gave the same conclusions as the present aggregation principle and that the conclusions were only affected to a lesser extent by minor changes to the acceptance level. Furthermore, the analysis showed that all in all, PestNaB may be characterized as a robust indicator that can reflect the consequence of the pressures on nature as a result of realistic changes of the Danish pesticide consumption, removal of the most critical pesticides and introduction of pesticide-free zones.

PestNaB is little sensitive to minor changes of the toxicity values (within the same order of magnitude) for the most critical pesticides, which makes PestNaB robust to minor uncertainties in the determination of the toxicity of the pesticides. The analysis also proved that PestNaB concludes higher pressures on nature if more nature is introduced in Denmark and the pesticide consumption is kept constant (or is increased).

In its fully aggregated form, PestNaB is a conservative indicator, meaning that potentially reduced pressures on e.g. the aquatic environment will not necessarily be reflected in the aggregated indicator value.

BASIC DATA

As for many other ecotoxicological assessments, the basic data in PestNaB for assessing the pressures of the pesticides on the environment are based on standardized laboratory tests with single species. The extrapolation of results from laboratory tests with single species to assessment of effects on the environment at ecosystem level involves considerable uncertainty. Naturally, PestNaB is limited by the availability of ecotoxicity data on pesticides and is thus dependent on the data requirements made in connection with the authorisation of pesticides. Only test data on acute toxicity are included in PestNaB. Other factors such as persistence and accumulation of pesticides in organisms and the environment, potential endocrine disrupting effects of

pesticides on fish, birds and mammals, combination effects with other chemical substances, pressures on microorganisms in soil and water, and pressures and effects of fungicides on the food basis of the field surface are not included in PestNaB. Such factors are essential for a risk assessment of the effects of pesticides on the environment, which is, however, not the aim of PestNaB.

In PestNaB, the location of the landscape elements is categorized on the basis of maps from the National Survey and Cadastre in Denmark (named Map 10), which is based on aerial photos. As the landscape elements (banks, hedgerows, groups of trees, forests, moors, wetlands, lakes and ponds and ancient monuments) are very important for PestNaB, it may be critical if the basic maps are not updated. It should be noted that the present basic maps date back to 2002-2006.

In its present version, PestNaB calculates area application of pesticides on the basis of data on the total sales of the individual pesticides in Denmark, the distribution of crop types in Denmark and knowledge on which pesticides are used for the various crops. The present version of PestNaB is thus directly related to the main crops of the pesticides statistics (10 different crops) (Danish EPA 2009). The basic data on the geographical distribution of the crop types in the individual fields are updated annually. Information on the amounts of pesticides applied to each crop at farm level is available in sprayer's journals. However, at present, these sprayer's journals are not available in electronic form.

CONCLUSION

PestNaB uses ranking as the primary method, i.e. PestNaB consequently compares two scenarios and indicates whether one of the scenarios results in higher pressures on nature than the other one. This means that ***PestNaB may be applied to indicate changes in the pressures on nature***. However, ***PestNaB does not give any answers to whether the application of pesticides results in adverse effects on nature*** as the basic data are based on data from laboratory tests with single species, which are often far from representative of the many different organisms in the natural environments and only with considerable uncertainty, these data can be extrapolated in connection with a risk assessment of effects at ecosystem level.

In most areas, PestNaB is based on acceptable principles of environmental risk assessment of chemical substances. Environmental risk assessments are based on an extrapolation of results from laboratory tests into the real conditions of nature. The extrapolation of results from laboratory tests with single species to assessment of effects on the environment at ecosystem level involves considerable uncertainty as it is extremely difficult to fully investigate these effects. PestNaB makes not attempt to explain the total pressures on nature. PestNaB assesses the pressures on nature in relation to selected organisms that are especially relevant in a characterization of the pressures of the pesticides on nature with respect to both direct and indirect effects. Furthermore, the analysis proved that PestNaB is little sensitive to minor changes in the data used for the calculations.

The analyses indicate that the calculation principles of PestNaB result in estimations of the influence of changes in pesticide consumption and land use consistent with expectations. Furthermore, the magnitude of fluctuations in

the calculated ranking potency reflects the degree of changes incorporated in the scenarios. However, it must be emphasized that at present, it is not possible to verify PestNaB by comparing calculation results with actual measurements. The exposure assessment of PestNaB is based on the location of the different landscape elements in Map 10 from the National Survey and Cadastre in Denmark, which was elaborated in 2002-2006 (landscape elements are e.g. banks, hedgerows, groups of trees, forests, moors, wetlands, lakes and ponds and ancient monuments). As land use and landscape elements change from one year to the next, it may be critical that information on the location of landscape elements is not updated. The area application of pesticides is estimated on the basis of data on the total sales of the individual pesticides in Denmark, the distribution of crop types in Denmark and knowledge on which pesticides are typically used for the various crops. However, information on the amounts of pesticides applied to the individual fields is available in sprayer's journals. Access to these sprayer's journals would thus heavily improve the knowledge on the actual pesticides and amounts applied in the fields. Thereby, a more precise knowledge on the exposure of the landscape elements to pesticides could be achieved.

The results obtained by using PestNaB may be difficult to understand and thus to interpret for non-experts. E.g., all subindicators of PestNaB may not necessarily point in the same direction and reduced pressures may be the result of lesser amounts applied of pesticides, of application of less toxic pesticides and/or of less nature or a combination of these parameters.

The use of PestNaB in connection with the establishing of pesticide policy objectives and action plans and monitoring of the development of the pesticide consumption and pressures on nature **cannot stand alone** but should form part of a broader assessment of pesticide consumption and pressures on nature.

PestNaB can be applied directly as a tool for analysis of the influence of potential initiatives for the reduction of the acute pressures of the pesticides on nature as the parameters can be changed individually.

1 Indledning

1.1 Pesticidernes mulige miljøbelastning

Anvendelsen af pesticider vil i mange tilfælde - ud over at ramme målorganismene - også forårsage en belastning af organismer, det ikke var hensigten at ramme. Det kan være organismer, der har en betydning inde på markfladen enten som fødegrundlag for andre organismer eller organismer, der udfylder en funktion i marken (nedbrydning, bestøvning, biologisk kontrol og lignende). Pesticiderne kan også belaste organismer, der er beskyttelsesværdige, som fx agerlandstilknyttede fugle og pattedyr. Endvidere findes en række biotoper uden for det dyrkede areal, der potentielt eksponeres, hvis pesticiderne føres med vinden ud af marken eller transporteres med vandet (dræn og overfladeafstrømning) til vandløb og vandhuller.

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

- Hvilke pesticider anvendes på markfladen eller i den enkelte afgrøde og i hvilke doseringer?
- Hvilken giftighed har disse pesticider over for ikke-målorganismer (regnorme, bier, pattedyr, fugle, mikroorganismer)?
- Hvordan påvirkes fødegrundlaget 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 de potentielle effekter af en given sprøjteadfærd kan vurderes:

- Hvor findes den marknære natur?
- Hvilke pesticider anvendes i de afgrøder, der grænser op til marknær natur, og i hvilke mængder bruges de?
- Hvor giftige er de anvendte pesticider over for vandtilknyttede organismer og over for vigtige organismer i den terrestriske natur?

Langsomt nedbrydelige og bioakkumulerende pesticider kan måske ophobes i organismer og i miljøet til u hensigtsmæssige niveauer og som følge heraf forårsage utilsigtede effekter i miljøet (sekundær forgiftning). Tidligere tiders anvendelse af DDT er et eksempel på dette forhold. Selvom de gældende regler for godkendelse af pesticider sikrer, at stoffer som DDT ikke kan godkendes i dag, er der stadig forskel på pesticiderne med hensyn til nedbrydelighed og bioakkumuleringspotentiale.

Som minimum er det således relevant at vurdere følgende fire typer af belastninger fra pesticiderne på naturen:

- Direkte belastninger

- Indirekte belastninger, dvs. påvirkning af fødegrundlaget for andre organismer
- Ophobning i naturen og i organismer
- Sekundær forgiftning

1.2 Formål

PestNaB er udviklet som en indikator til beregning af pesticiders miljøbelastning (Kjær et al. 2008). Principper i beregningerne er beskrevet i kapitel 2.

Til en vurdering af PestNaBs troværdighed og egnethed som indikator for pesticiders miljøbelastning er der i nærværende projekt gennemført en evaluering af forudsætninger og beregningsmetoder, følsomhed og usikkerhed, samt datagrundlaget i PestNaB.

Evalueringen omfattede:

- Forudsætninger og beregningsmetoder i PestNaB
- Delindikatorerne i PestNaB
- Følsomhed og usikkerheder i PestNaB
- Datagrundlaget som anvendes i PestNaB

1.3 Baggrund

Ifølge regeringsgrundlaget fra november 2007 skal pesticidforbruget i dansk landbrug reduceres, og regeringen iværksatte en fremrykket evaluering i 2008 af Pesticidplan 2004-09. I forbindelse med evalueringen skulle der udvikles en ny og mere retvisende indikator. Den nye indikator skulle i højere grad end den hidtil anvendte indikator, der er baseret på behandlingshyppigheden, måle pesticidanvendelsens skadevirkninger, så der mere målrettet og effektivt kan sættes ind over for disse virkninger (Miljøprojekt Nr. 1248 2008).

I foråret 2007 udarbejdede Danmarks Miljøundersøgelser og Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet (begge Århus Universitet) et notat med titlen: "Indikatoren behandlingshyppighed (BH) som mål for pesticidbehandlings miljøbelastning" (Kjær et al. 2007). Rapporten for projektet beskriver behandlingshyppighedens anvendelsesområde som **"...behandlingshyppigheden (er) først og fremmest tænkt som en metode til opgørelse af pesticidforbruget. De ændringer og tilpasninger af beregningsmetoden, som der er foretaget undervejs, er sket med henblik på at optimere behandlingshyppigheden som et redskab, der kan beskrive udviklingen i pesticidanvendelsen, med ingen eller kun meget lidt skelen til anvendelsen som miljøindikator."** (cit. Kjær et al. 2007, s. 22). Det konkluderes, at **"BH er ikke en præcis indikator for miljøpåvirkningen"** (cit. Kjær et al. 2007, s. 24). Endvidere skitserer rapporten forudsætningerne for samt antagelserne og ideerne bag den indikator, der året efter blev præsenteret i rapporten: "Indikator for pesticiders belastning af naturen" (PestNaB) (Kjær et al. 2008).

På baggrund af konklusionerne i notatet "Indikatoren behandlingshyppighed (BH) som mål for pesticidbehandlings miljøbelastning" (Kjær et al. 2007) blev det besluttet i Fødevarerministeriet at bruge dette arbejde som grundlag for "at definere og videreudvikle en eller flere nye og mere retvisende indikatorer, der i højere grad måler pesticidanvendelsens skadevirkninger på

miljøet” (Regeringsgrundlaget 2007, afsnit 17. 'Et grønt Danmark: Mere natur og bedre miljø' under overskriften 'Mindre pesticidforbrug').

Rapporten ”Indikator for pesticiders belastning af naturen (PestNaB)” foreslår en ny indikator, der afspejler naturbelastningen bedre end behandlingshyppigheden. Naturbelastningen dækker over potentiel pesticidpåvirkning i marknære områder af den terrestriske natur, samt i vandmiljøet. PestNaB er søgt formuleret, så den kan kombinere det bedste fra andre eksisterende modeller og indikatorer til et nyt rangordningskoncept, hvor pesticidernes belastningstal, en geografisk tilgang og den lokalt forankrede behandlingshyppighed integreres. Potentielle påvirkninger rangordnes på en sådan måde, at de kan samles til en aggregeret værdi.

Det foreliggende forslag til indikator, PestNaB, er baseret på en række beregninger, hvori indgår databaser for pesticidsalget, landbrugsarealets anvendelse til forskellige afgrøder, pesticidanvendelsen i disse afgrøder samt den geografiske placering af de såkaldte landskabselementer som levende hegn, vandløb, søer og vandhuller i forhold til markerne (Kjær et al. 2008) [PestNaB anvender tillige betegnelsen ”naturelementer” som synonym for ”landskabselementer”]. Resultaterne af indikatorberegningerne er tænkt at skulle indgå i beslutningsgrundlaget og som mål for den fremtidige miljøpolitik i relation til pesticidanvendelsen (Kjær et al. 2008). Resultaterne af beregningerne skal kunne anvendes til at vurdere effekter af forskellige tiltag, ligesom de skal kunne anvendes til opstilling af let forståelige måltal.

1.4 Metode

Evalueringen af PestNaB er udført ved at:

- vurdere forudsætningerne for PestNaB
- gennemføre en teoretisk analyse, der sammenholder, hvad der vides om mulige belastninger på miljøet som følge af pesticidanvendelsen med de belastninger, som PestNaB rent faktisk søger at beskrive
- skabe et overblik over eventuelt manglende data. PestNaB er, som alle andre indikatorer, begrænset af de tilgængelige data.
- foretage relevante beregninger, der belyser, hvorvidt aggregeringsprincipperne i PestNaB er acceptable, hvorvidt der er negative korrelationer mellem de enkelte delindikatorer, samt hvorvidt PestNaB udviser en acceptabel følsomhed over for relevante parametre

2 Beskrivelse af PestNaB

PestNaB er detaljeret beskrevet i Kjær et al. (2008). Ifølge Kjær et al. (2008) er PestNaB baseret på eksisterende risikovurderingsprincipper, dog ved stærkt forenklede metoder. PestNaB giver som resultat et mål for ændringer i pesticidernes belastning af naturen, hvor belastningen opgøres som et forhold mellem et mål for eksponeringen og et mål for giftigheden.

PestNaB er som nævnt baseret på gældende principper for miljørisikovurdering af kemikalier, dvs. på eksisterende metoder til vurdering af, hvorvidt et kemikalie muligvis vil have effekter på miljøet.

PestNaB har fokus på markerne og den omgivende natur, som i PestNaB er delt op i terrestriske biotoper og overfladevand. Grundvandsforurening med pesticider er ikke inkluderet. Udeladelsen af grundvandsforurening er ikke begrundet med en formodning om, at dette ikke er vigtigt, men primært med det forhold, at problemstillingen grundlæggende er en anden, da beskyttelsen af grundvandet mest er begrundet i sundhedsmæssige overvejelser med brug af maksimalt tilladeligt koncentrationsniveau. Det kan også argumenteres, at nedsivning til grundvandet skal påvises at være under et vist niveau for tildeling af en godkendelse. PestNaB inkluderer heller ikke eventuelle effekter i luften, hvilket er i tråd med, at der heller ikke tidligere i Danmark har været stillet specifikke krav om undersøgelser eller redegørelser for fordampning af pesticider fra jord og behandlede afgrøder eller om undersøgelser af nedbrydningen af pesticider eller deres metabolitter i luften.

PestNaB er baseret på en række delindikatorer, som hver især søger at redegøre for pesticidernes belastning af et landskabelement. Der er formuleret i alt 18 delindikatorer i PestNaB. Disse indikatorer omhandler belastningen på marken, på den terrestriske natur uden for markfladen, samt på organismer i overfladevand på basis af den geografiske fordeling af landskabelementer i forhold til det dyrkede areal. De 18 delindikatorer er beskrevet i kapitel 2.2.

I PestNaB er Danmark inddelt i et stort antal kvadrater (ca. 41.700), der hver har en størrelse på 100 ha. Hvert kvadrat er bl.a. karakteriseret ved nærhed til landskabelementer (levende hegn, vandløb, søer og vandhuller) og pesticidforbrug. I den nuværende version af PestNaB findes pesticidforbruget på markniveau ved at fordele det opgjorte, totale pesticidesalg i Danmark ud på de enkelte marker efter afgrødetype og standarddoseringer. Afgrødetyperne indgår derfor også i karakteriseringen af kvadraterne.

Landbrugsarealet i Danmark er endvidere opdelt i markblokke. En markblok har typisk et areal på ca. 20 ha og indeholder 1-5 marker med forskellige afgrøder. En markblok er defineret som en geografisk sammenhængende enhed bestående af marker med permanente, ydre grænser, fx i form af veje, jernbaner, levende og faste hegn samt vandløb.

Belastningen på markfladen bestemmes på basis af pesticiddoseringen på marken. Omfanget af belastningen af den omkringliggende natur bestemmes ved at inddele det dyrkede areal i zoner i forhold til afstanden til

landskabelementerne. Alle markblokke i hvert kvadrat er blevet zoneinddelt, således at det er opdelt i følgende afstandsklasser til landskabelementerne: 2-5 m, 5-10 m, 10-20 m, 20-50 m og 50-100 m. Zoneinddelingen i PestNaB er defineret ud fra eksisterende afstandskrav for specifikke pesticider.

2.1 Datagrundlaget

PestNaB er, som alle andre indikatorer, begrænset af tilgængelige data til kvantificering af belastningerne på naturen.

En række data er nødvendige til beregning af delindikatorerne og den samlede indikator. De kan opdeles i:

- data for pesticidernes egenskaber
- data for forbrug af pesticider
- GIS-informationer: arealanvendelse - herunder afgrødetypefordeling, samt nærhed til landskabelementer som levende hegn, vandløb, søer og vandhuller

2.1.1 Data for pesticidernes egenskaber

En pesticidindikator vil bl.a. være begrænset af data for pesticidernes iboende egenskaber. Pesticider skal godkendes før brug, hvilket kræver viden om en række af pesticidernes iboende egenskaber. I forbindelse med en pesticidgodkendelse er disse netop udvalgt til vurdering af mulige effekter på miljøet. Det vil derfor være relevant at basere en pesticidindikator netop på disse data. En formulering af en pesticidindikator, som kræver data ud over kravene til en godkendelse, vil ikke være hensigtsmæssig, da dette vil forårsage for mange huller i datagrundlaget, hvilket muligvis efterfølgende kan give anledning til en skævvridning i indikatorværdien.

Følgende pesticiddata er nødvendige for at beregne PestNaB:

- koefficienten til kvantificering af stoffets fordeling mellem organisk kulstof og vand (K_{oc}) (L/kg)
- stoffets toksicitet over for alger (EC50) (mg/l)
- stoffets toksicitet over for dafnier (EC50) (mg/l)
- stoffets toksicitet over for fisk (LC50) (mg/l)
- stoffets toksicitet over for regnorme (LC50) (mg/kg jord)
- stoffets toksicitet over for bier (LD50) (μ g/individ)
- stoffets toksicitet over for pattedyr (LD50) (mg/kg legemsvægt)
- stoffets toksicitet over for fugle (LD50) (mg/kg legemsvægt)
- stoffets toksicitet over for kantplanter (EC50) (mg/kg jord)
- stoffets toksicitet over for andre leddyr (LD50) (g a.i./ha)

Data for pesticiders egenskaber er primært hentet fra godkendelsesmateriale og den internationale litteratur. Derudover nævnes det i Kjær et al. (2008), at der i løbet af efteråret 2008 er kommet delresultater fra et EU-projekt kaldet Footprint, som eventuelt kan være anvendelige i PestNaB.

PestNaB benytter kun data for akut toksicitet. Det kan i den sammenhæng nævnes, at der for godkendelse af pesticider - ud over krav om akutte toksicitetstest både for vandlevende og jordlevende organismer - også er datakrav for reproduktionstest på dafnier og fugle og for længerevarende

toksicitetstest med andre organismer samt for relevante undersøgelser med sigte på at vurdere nedbrydning og skæbne i miljøet.

Belastningstallet i PestNaB er, som tidligere nævnt, forholdet mellem den anvendte mængde pesticid og en toksicitetsparameter. Et eksempel på en toksicitetsparameter er den dosis, der slår 50% af testorganismerne ihjel (LD50) i laboratorieforsøg.

De udvalgte organismegrupper i PestNaB vurderes umiddelbart at være relevante og dækkende at inddrage i forhold til den pågældende biotop. Af de 137 pesticider, der indgår i PestNaB, er der for bier data for 117 pesticider, for andre leddyr kun for 26 pesticider og for planter kun for 36 pesticider. De pesticider, hvor der ikke er data, indgår ikke i PestNaB-summeringen af den enkelte delindikator.

2.1.2 Forbrugsdata

Til beregning af PestNaB er det nødvendigt at have kendskab til hvilke arealer, der er behandlet med pesticider, og i hvor store mængder pesticiderne er anvendt. I PestNaB er den arealmæssige anvendelse af pesticider beregnet ud fra afgrødetypefordelingen i Danmark, de samlede salgstal samt viden om hvilke midler, der typisk anvendes på de forskellige afgrøder. Afgrødetyperne i den eksisterende version af PestNaB er direkte relateret til bekæmpelsesmiddelstatistikens hovedafgrøder (10 forskellige). En finere inddeling efter afgrødetyper eksisterer i Det Generelle Landbrugsregister, der opdateres årligt.

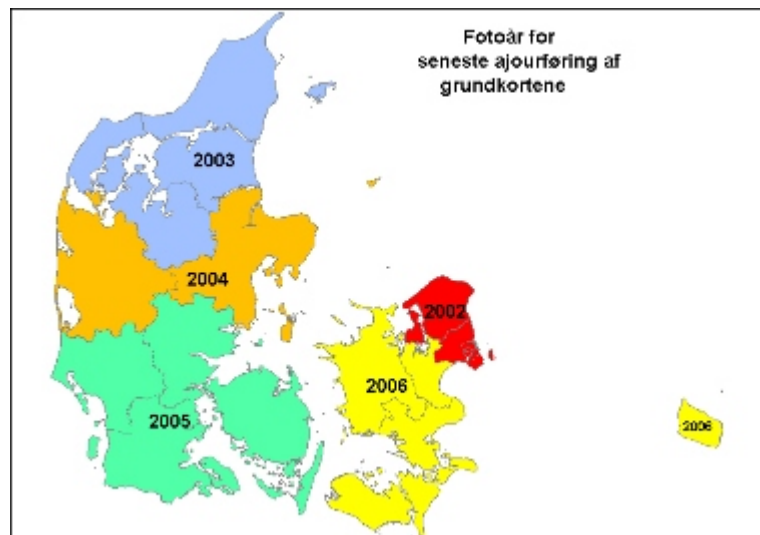
Ganges standarddoseringen af et pesticid for en given afgrøde med arealet, hvor denne afgrøde dyrkes, fås for flere pesticider et tilsvarende pesticidforbrug, som er væsentligt forskelligt fra den i samme år solgte mængde pesticid. Et eksempel: Aclonifen, hvor salget i 2007 blev opgjort til 21.705 kg. Standarddoseringen er angivet til 1.500 g a.i./ha for kartofler, 1.200 g a.i./ha for ærter og 1.500 g a.i./ha for grøntsager. Samme år (2007) blev det dyrkede areal opgjort til 40.000 ha for kartofler, 4.900 ha for ærter og 5.900 ha for grøntsager. Ganges disse tal sammen fås et forbrug 74.730 kg, som er ca. 3 gange højere end den solgte mængde. Det er ikke mærkeligt, at tallene ikke stemmer overens, da ikke alle landmænd bruger de samme midler, ligesom landmændene ikke nødvendigvis anvender pesticiderne samme år, som de køber dem.

En større nøjagtighed kan opnås, hvis pesticidforbruget baseres på oplysninger om, hvad der rent faktisk bruges på markerne. Disse oplysninger foreligger i sprøjtejournaler, som ikke indgår i centrale registre.

2.1.3 GIS-informationer – naturens placering i naturen

I PestNaB er naturens placering (dvs. landskabselementerne) kategoriseret på basis af Kort- og Matrikelstyrelsens kortværk (Kort 10), der er lavet ud fra flyfoto, hvor en lang række objekter klassificeres og eventuelt digitaliseres. De klasser, der er relevante for PestNaB og som er kategoriseret under temaet "Natur" i Kort 10, er: dige, levende hegn, trægruppe, skov, hede, vådområde, fredet fortidsminde (gravhøj), sø og vandløb. I denne kategorisering falder vej- og baneskrånninger 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.

Kort 10 bliver ajourført fotogrametrisk hvert år i takt med grundkortdatabasen TOP10DK. På nærværdende tidspunkt er grundkortene fra 2002-2006 (www.kms.dk). KMS' data kan bruges frit inden for staten. Statsaftalen trådte i kraft pr. 1. januar 2009. På KMS' hjemmeside er rettigheder og anvendelse detaljeret beskrevet. Opdatering af PestNaB i forhold til GIS-informationerne omkring naturens placering i naturen (Kort 10 data) er gratis.



Figur 2.1
Ajourføringsår for Kort- og Matrikelstyrelsens grundkort (hentet fra KMS (2009))

2.2 Delindikatorer i PestNaB

I dette kapitel gives en kort beskrivelse af de enkelte delindikatorer. I kapitel 3 vil der blive foretaget en teoretisk analyse af delindikatorerne.

Delindikatorerne beskriver væsentlige, utilsigtede belastninger som følge af pesticidanvendelsen. Der er 18 delindikatorer, der alle beskrives ved en dosering og et mål for giftighed. 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 eller i terrestriske biotoper i umiddelbar nærhed af det dyrkede areal. De første 6 delindikatorer beskriver belastningen på marken, delindikatorerne 7-9 beskriver belastningen på den terrestriske natur uden for markfladen, og de sidste 9 delindikatorer beskriver belastningen på organismer i overfladevand.

Den samlede delindikator for et kvadrat beregnes ved at summere over alle de pesticider, der anvendes i kvadratet. Der tages følgelig ikke hensyn til eventuelle kombinationseffekter af pesticiderne anvendt i samme kvadrat. Endvidere tages der ikke hensyn til, at pesticiderne ikke alle sprøjtes på samme tidspunkt. Der tages heller ikke hensyn til, at fx en kantbiotop kan modtage pesticider fra flere kvadrater.

Til beregning af de enkelte delindikatorer kræves toksicitetsdata for pesticiderne. I de tilfælde, hvor der ikke eksisterer toksicitetsdata for et eller flere pesticider, medtages de ikke i beregningen af den samlede delindikator.

Tabel 2.1

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

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

2 af de 18 delindikatorer er formuleret ud fra behandlingsindeks, mens de resterende 16 delindikatorer er formuleret som belastningstal.

2.2.1 Belastningstal

Belastningstallet (I) beregnes som et forhold mellem en dosering og en toksicitet, og der summeres over alle pesticider, som er anvendt på kvadratet:

$$I = \sum_{j: \text{alle pesticider}} \frac{\text{Kvadratdosis}_j}{\text{Toksicitetsparameter}_j}$$

Toksicitetsparameteren afhænger af hvilken organisme, der betragtes, fx anvendes L(E)C50 for alger, krebsdyr og fisk, i overfladevand og L(E)D50 for fugle og pattedyr.

Kvadratdosis for et kvadrat er således den samlede dosering i kvadratet pr. areal enhed. Den beregnes på basis af doseringen af pesticidet, $\text{Dosis}_{j,g}$ (mængde aktivstof pr. ha) samt det areal, som er behandlet med pesticidet (A_g):

$$\text{Kvadratdosis}_j = \frac{\sum_{g: \text{alle afgrøder}} \text{Dosis}_{j,g} \cdot A_g}{\text{Kvadratareal} (= 100 \text{ ha})}$$

For flader uden for det dyrkede område skelnes der mellem afdræning og afdrift.

For indikatorerne for drænudløb til overfladevand (indikator 10-12) modificeres kvadratdosis i forhold til pesticidets binding til jord, som måles ved pesticidets K_{oc} -værdi (K_{oc} : vand - organisk kulstoffordelingskoefficient):

$$\text{Kvadratdosis}_{j,\text{dræn}} = \frac{\text{Kvadratdosis}_j}{1 + K_{OC,j}}$$

Ved afdrift til andre terrestriske biotoper samt til overfladevand modificeres doseringen i forhold til afstanden fra markfladen (k: naturtype):

$$\text{Kvadratdosis}_{j,k,\text{spraydrift}} = \frac{\text{Kvadratdosis}_j}{1 + \text{Afstand}_k}$$

De enkelte kvadrater skal således også karakteriseres ved tilstedeværelsen af andre naturtyper end mark samt deres afstand til den behandlede markflade. PestNaB tager endvidere hensyn til eventuelle krav om beskyttelseszoner og eventuelle, specifikke afstandskrav til de enkelte pesticider.

Det er således implicit antaget, at afsætningen er omvendt proportional med afstanden fra sprøjtestedet, samt at afsætningen er uafhængig af afgrødetypen.

2.2.2 Behandlingsindeks

Behandlingsindekset udregnes som forholdet mellem den anvendte mængde pesticid og en fastsat standarddosering. Dette svarer således til behandlingshyppigheden. Behandlingshyppighed har i en årrække været anvendt som mål for pesticidbehandlingsens miljøbelastning. Standarddoseringen angiver pesticidets giftighed over for målorganismen: Jo lavere standarddosering, jo mere giftigt er pesticidet. Beregningen af behandlingshyppigheden er fx beskrevet i "Bekæmpelsesmiddelstatistik 2008" fra Miljøstyrelsen.

2.2.3 Delindikatorer til markflade

I PestNaB er de udvalgte organismegrupper, som anvendes til beskrivelse af pesticidernes belastning af markfladen, følgende: pattedyr, fugle, bier, regnorme, andre leddyr og planter. Andre leddyr og planter er udvalgt til beskrivelse af de indirekte belastninger på organismer som følge af reduceret fødegrundlag forårsaget af anvendelsen af pesticider.

Delindikatorerne for pattedyr, fugle, bier og regnorme er alle formulerede som belastningstal, dvs. som et forhold mellem kvadratdosis og pesticidernes toksicitet over for den respektive organismegruppe.

Herbicer vil fjerne ukrudt og dermed fjerne fødegrundlaget for en række insekter. Ligeledes vil insekticider dræbe insekter og lignende organismer, der lever i marken. Ved således at fjerne ukrudt og insekter fra markerne kan fødegrundlaget for fx fugle blive fjernet. Til beskrivelse af disse forhold anvender PestNaB behandlingsindeks (delindikator 5 og 6) for insekticider og herbicer. Reddersen et al. (1998) angiver, at insekticider og herbicer har større betydning for fødekæderne i marken end fungicider og vækstreguleringsmidler. Delindikatorerne for insekter og planter er formuleret som behandlingsindeks, dvs. behandlingshyppigheden er anvendt her.

Beregningerne af delindikatorerne (1-4) for markfladen er ret enkle. De kræver information om doseringen af de enkelte pesticider samt data for pesticidets toksicitet over for pattedyr, fugle, bier og regnorme.

2.2.4 Delindikatorer til terrestriske kantbiotoper

Bier, andre leddyr og planter er valgt som organismegrupper for terrestriske kantbiotoper i PestNaB. Alle delindikatorer for de terrestriske kantbiotoper er formuleret som belastningstal.

Beregningerne af delindikatorerne for belastningen af organismer i kantbiotoperne er ret enkle. De kræver information om doseringen af de enkelte pesticider, et tilnærmet udtryk for afdriften til kantbiotoperne samt data for pesticidets toksicitet over for bier, andre leddyr og planter.

2.2.5 Delindikatorer til overfladevand

Alger, invertebrater og fisk er valgt som organismer for overfladevand i PestNaB. Delindikatorerne beregnes alle som belastningsindikatorer. Beregning af disse kræver information om doseringen af de enkelte pesticider samt data for pesticidets toksicitet over for alger, krebsdyr og fisk.

Tabel 2.2 giver en oversigt over beregningen af de enkelte delindikatorer. Det skal fremhæves, at de generelt ikke kan og bør sammenlignes indbyrdes.

Tabel 2.2
Oversigt over beregningen af de 18 delindikatorer i PestNaB med angivelse af mål for eksponeringen samt anvendt toksicitetsparameter

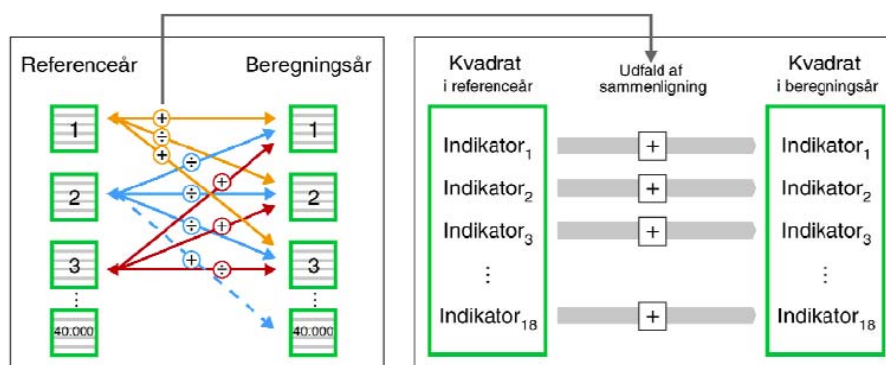
Nr.	Eksponering	Mål for eksponering	Indikatorgruppe	Toksicitetsparameter		Type af effekter	
1	Belastning af markfladen	Kvadratdosis	Pattedyr	LD50 (pattedyr)	mg/kg lgv	Sekundære effekter	
2			Fugle	LD50 (fugle)	mg/kg lgv		
3			Bier	LD50 (bier)	µg/individ	Direkte effekter	
4			Regnorme	LC50 (regnorme)	mg/kg jord		
5			Pesticidforbrug	Insekter	"Standarddosis"	g a.i./ha	Indirekte effekter
6				Planter	"Standarddosis"	g a.i./ha	
7	Afdrift til terrestriske kantbiotoper	Kvadratdosis _{spraydrift,k} k: terrestrisk kantbiotop	Bier	LD50 (bier)	µg/individ	Direkte effekter	
8			Andre leddyr	LD50 (andre leddyr)	g a.i. per ha		
9			Planter	EC50 (kantplanter)	mg/kg jord		
10	Drænudløb til vandmiljøet	Kvadratdosis _{dræn}	Alger	EC50 (alger)	mg/l	Direkte effekter	
11			Invertebrater	EC50 (dafnier)	mg/l		
12			Fisk	LC50 (fisk)	mg/l		
13	Afdrift til vandløb	Kvadratdosis _{spraydrift,k} k: vandløb	Alger	EC50 (alger)	mg/l	Direkte effekter	
14			Invertebrater	EC50 (dafnier)	mg/l		
15			Fisk	LC50 (fisk)	mg/l		
16	Afdrift til vandhul	Kvadratdosis _{spraydrift,k} k: vandhul	Alger	EC50 (alger)	mg/l	Direkte effekter	
17			Invertebrater	EC50 (dafnier)	mg/l		
18			Fisk	LC50 (fisk)	mg/l		

2.3 Aggregering af delindikatorer ved rangordning

For hvert kvadrat beregnes der i PestNaB en værdi for hver delindikator, og der vil således være i alt ca. 41.700×18 værdier ≈ 750.000 værdier for et scenarium.

Den beregnede, aggregerede indikator angives ikke som en absolut værdi, men som et resultat af en sammenligning mellem to scenarier, fx to forskellige år. PestNaB angiver derfor kun relative værdier og ikke absolutte værdier. Idet resultaterne udtrykkes som en relativ værdi, vil usikkerheden forbundet med beregningerne være betydeligt reduceret i forhold til, hvis der blev regnet med absolutte værdier. Resultaterne af PestNaB er således en rangordning af forskellige scenarier.

I forbindelse med en rangordning af to scenarier aggregeres delindikatorerne til en samlet konklusion. Ved beregningen af den aggregerede indikator sammenlignes alle kvadrater i det første scenarium med alle kvadrater for det andet scenarium for hver delindikator. Det giver i alt et antal sammenligninger, som svarer til kvadratet på det samlede antal af kvadrater (41.900×41.900). I hver enkelt sammenligning mellem to kvadrater bliver delindikatorerne sammenlignet enkeltvis. Hvis alle delindikatorer i et kvadrat har en større værdi end delindikatorerne i et andet kvadrat, medtages sammenligningen i den videre beregning. I de tilfælde, hvor ikke alle 18 delindikatorer indikerer, at naturbelastningen er større i det ene kvadrat i forhold til det andet kvadrat, udelades sammenligningen i den videre beregning. Den aggregerede indikator er derfor konservativ.



Figur 2.2
Principskitse for beregning af den aggregerede indikator i PestNaB (Kjær et al. 2008). Figuren angiver en sammenligning mellem to år, men sammenligningen kunne også gå på to forskellige scenarier, fx med og uden et indgreb.

$$\text{Indikatorværdi (Rangstyrke)} = \frac{\text{Antal}_{\text{Scenarium 1}} - \text{Antal}_{\text{Scenarium 2}}}{\text{Antal}_{\text{Scenarium 1}} + \text{Antal}_{\text{Scenarium 2}} + \text{Antal konflikter}}$$

Hvor

$\text{Antal}_{\text{Scenarium 1}}$

er antallet af kvadrater, hvor samtlige 18 delindikatorer beregnet for scenarium 1 er større end de 18 delindikatorer beregnet for scenarium 2 (er mere naturbelastende).

$\text{Antal}_{\text{Scenarium 2}}$

er antallet af kvadrater, hvor samtlige 18 delindikatorer beregnet for scenarium 2 er større end de 18 delindikatorer beregnet for scenarium 1.

Antal konflikter antallet af kvadrater, hvor mindst en delindikator er uenig med de andre delindikatorer om, hvorvidt naturbelastningen er større eller mindre

Nævneren ($\text{Antal}_{\text{Scenarium 1}} + \text{Antal}_{\text{Scenarium 2}} + \text{Antal konflikter}$) er stort set konstant og næsten lig med kvadratet på det samlede antal af kvadrater. Grunden til, at nævneren ikke altid vil være lig med kvadratet på det samlede antal kvadrater er, at der kan være kvadrater, der er lig med hinanden for alle delindikatorer.

Når konflikterne udelades, er det for at undgå en vurdering af, hvorvidt belastningen af en organismegruppe, fx belastningen af fugle, er vigtigere end belastningen af en anden organismegruppe, fx belastningen af krebsdyr.

Hvis $\text{Antal}_{\text{Scenarium 1}}$ er større end $\text{Antal}_{\text{Scenarium 2}}$, afspejler det en tendens til, at scenarium 1 vurderes at medføre en større naturbelastning end scenarium 2. Hvis rangstyrken er positiv, peger det på scenarium 1 som den mest naturbelastende, og omvendt hvis rangstyrken er negativ. Hvis der er mange konflikter, dvs. "Antal konflikter" er stor, så vil rangstyrken 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 rangstyrken vil altid ligge mellem 1 (total dominans af scenarium 1) og -1 (total dominans af scenarium 2).

Betydningen af ændringer i beregningsgrundlaget for hver enkelt delindikator, der indgår i PestNaB, lader sig let undersøge ved sammenligning mellem to scenarier, hvor den eneste forskel er den parameter, der ønskes vurderet. Man kan fx undersøge, om belastningen af fiskene i vandløbene er blevet mindre, eller mere generelt om naturen omkring markerne er blevet mindre belastet med pesticider.

2.4 PestNaB i DPSIR terminologi

DPSIR-modellen er et analytisk værktøj, der beskriver interaktionen mellem samfundet og miljøet. DPSIR-modellen anvendes bl.a. af Det Europæiske Miljøagentur, EEA, i forbindelse med integrerede analyser af miljøproblemer.

DPSIR-kredsløbet beskriver koblingerne mellem miljøtilstanden (States), de menneskeskabte påvirkninger (Pressures) og de bagvedliggende direkte og indirekte drivkræfter (Driving forces) samt de miljømæssige målsætninger og tiltag (Responses) for at imødegå uønskede konsekvenser og forandringer (Impacts) i miljøtilstanden.

PestNaB er udviklet som en indikator til monitoring og beregning af pesticiders miljøbelastning (Kjær et al. 2008). I DPSIR-termologien er PestNaB primært et mål for P-et i DPSIR, nemlig "Pressures".

3 Teoretisk analyse af PestNaB

3.1 Koncept

PestNaB er ikke udviklet til at sige noget om, hvorvidt der vil forekomme effekter på naturen som følge af pesticidanvendelsen, men den kan anvendes til at indikere, hvorvidt belastningen af naturen øges eller falder som følge af fx ændringer i pesticidanvendelsen og/eller arealanvendelsen.

PestNaB er baseret på gældende principper for miljørisikovurdering af kemikalier, dvs. på eksisterende metoder til vurdering af, hvorvidt et kemikalie muligvis vil have effekter på miljøet. De eksisterende metoder til miljørisikovurdering af kemikalier har deres begrænsninger, bl.a. som følge af begrænset viden omkring interaktioner mellem natur og kemikalier og omkring følgevirkninger som følge af effekter på visse landskabselementer. PestNaB vil derfor i sagens natur være begrænset af aktuel viden på området. Denne rapport søger ikke at redegøre for manglerne i det nuværende vidensniveau, men mere at evaluere hvilke elementer, som man i dag har viden om, og som ikke er indeholdt i PestNaB.

En risikovurdering vurderer primært (i) om eksponeringen overstiger en såkaldt nuleffekt-koncentration (dvs. en koncentration, hvor der ikke forventes uacceptable effekter), og (ii) hvor mange gange eksponeringen skal reduceres, før eksponeringen er på et niveau, hvor der ikke forventes uacceptable effekter.

I en risikovurdering vil man ud fra data for repræsentative arter aflede en nuleffekt-koncentration (der normalt forkortes PNEC, "Predicted No Effect Concentration"), som beskriver den koncentration i miljøet, hvor der ikke forventes uacceptable effekter på økosystemet. Ved afledningen af PNEC anvendes usikkerhedsfaktorer, der skal beskrive den usikkerhed, der er forbundet med at ekstrapolere fra laboratoriedata til økosystemniveau. Usikkerhedsfaktorer bør ikke indgå i en indikator, men de samme usikkerheder, som er afspejlet i anvendelsen af usikkerhedsfaktorer, vil også gøre sig gældende ved anvendelse af laboratoriedata for et begrænset antal forskellige arter til en indikator, der afspejler mulige belastninger på økosystemniveau. PestNaB anvender - som i en risikovurdering - resultater fra laboratorietest udført for udvalgte enkelte arter, men PestNaB afspejler ikke den betydelige usikkerhed, der er forbundet med at ekstrapolere laboratoriedata på enkelte arter til en vurdering af belastningen på økosystemniveau. De organismer, der anvendes i PestNaB til afspejling af belastning på økosystemniveau, er udvalgt i forhold til datatilgængelighed og i forhold til vurderet relevans. Dette hænger godt sammen med, at datatilgængeligheden primært er betinget af de datakrav, der stilles i forbindelse med en godkendelse, idet disse er stillet i forhold til den vurderede relevans af enkelte arter.

PestNaB er en indikator for akutte effekter, da den alene anvender resultater fra korttidstest. PestNaB tager således ikke hensyn til ophobning i miljøet og eventuelle langtidseffekter af pesticiderne.

3.2 Delindikatorer til markflade

3.2.1 Eksponering

PestNaB opgør helt enkelt eksponeringen på markfladen som pesticiddoseringen på markfladen. Pesticiddoseringen på de enkelte marker beregnes ud fra det samlede salg af pesticider i Danmark, standarddoseringer af de enkelte pesticider for de forskellige afgrøder samt de afgrøder, der dyrkes på markene. Dette er en væsentlig svaghed ved datagrundlaget for beregningerne i PestNaB: Man antager en ikke-eksisterende belastning af naturen for nogle kvadrater (der ikke behandles med et betragtet pesticid), mens man i andre kvadrater antager en for lav belastning af naturen (fordi kvadraterne behandles med mere pesticid end antaget). I den efterfølgende sammenligning kvadraterne i mellem får man herved ikke en korrekt opgørelse af indikatoren.. Dette vil gøre sig gældende for samtlige delindikatorer, da de alle er baseret på pesticiddoseringen på marken.

3.2.2 Direkte belastninger

I en risikovurdering af kemiske stoffers påvirkninger af et terrestrisk økosystem betragtes følgende organismegrupper traditionelt som væsentlige ved en risikovurdering af jordlevende organismer (ECHA 2008):

- mikroorganismer, dvs. studier af det kemiske stofs påvirkning af de mikrobielle omsætningsprocesser i jorden, fx mineraliserings- og nitrifikationsprocesserne, respiration
- invertebrater, fx regnorme, insekter, leddyr
- planter

PestNaB har inkluderet belastningen på regnorme og planter, så to af de tre ovennævnte organismegrupper er inkluderet for markfladen. Derudover er bier og andre leddyr inkluderet.

De mikrobielle omsætningsprocesser i jorden er imidlertid ikke medtaget. Dette kan næppe skyldes mangel på data, da effekter på jordrespiration, ammonifikation og nitrifikation indgår i datakravene for aktivstofferne.

3.2.3 Indirekte belastninger

Herbicer vil fjerne ukrudt og dermed fødegrundlag for en række insekter. Ligeledes vil insekticider dræbe insekter og lignende organismer, der lever i marken. Ved således at fjerne ukrudt og insekter fra markerne kan fødegrundlaget for fx fugle blive fjernet. Til beskrivelse af dette forhold anvender PestNaB behandlingsindeks (delindikator 5 og 6) for insekticider og herbicer, som er beregnet på fuldstændigt samme måde som behandlingshyppigheden.

Derimod er de indirekte belastninger på markfladen ikke inkluderet i PestNaB for hverken fungicider eller væksthæmmere. Som argumentation herfor refererer PestNaB rapporten (Kjær et al. 2008), at Reddersen et al. (1998) angiver, at insekticider og herbicer har en større betydning for fødekæderne i marken end fungicider og vækstreguleringsmidler.

Til analyse af hvorvidt fungicider bør inddrages i forhold til påvirkning af fødegrundlaget i markfladen, er der udført beregninger, hvor hhv. EC50 for alger er anvendt som toksicitetsindeks for planter, og EC50 for dafnier/leddyr

er anvendt som toksicitetsindeks for insekter. Dette er selvfølgelig en meget forenklet antagelse, og beregningerne skal kun anvendes til en foreløbig vurdering af, hvorvidt det bør overvejes at inddrage fungicider i forhold til påvirkning af fødegrundlaget i markfladen.

Der er indledningsvist udført beregninger af disse belastningstal for pesticidesalget for 2002. Resultaterne er gengivet i tabel 3.1, hvor der er summeret over de enkelte typer pesticider (fungicid, herbicid, insekticid, vækstregulator).

Det fremgår af tabel 3.1, at markbelastningstallene for fungiciderne for en række afgrøder er sammenlignelige eller større en markbelastningstallene for insekticiderne og herbiciderne. Det drejer sig fx om kartofler og grøntsager. Beregningerne indikerer således, at det er relevant at inddrage fungicidernes påvirkning af fødegrundlaget i markfladen. Hvis der er toksicitetsdata for planter og insekter for en væsentlig del af pesticiderne, kan en erstatning af behandlingsindekset med tilsvarende belastningstal give en bedre overensstemmelse med de øvrige indikatorer.

Tabel 3.1

Beregnete markfladebelastningstal for hhv. ukrudtsplanter og insekter ud fra pesticidernes toksicitet. Da der mangler toksicitetsdata for planter og insekter, er hhv. EC50 for alger anvendt som toksicitetsindeks for planter og EC50 for dafnia/leddyr anvendt som toksicitetsindeks for invertebrater.

Afgrøde	Korn, vintersæd	Korn, vårsæd	Raps	Andre frø	Kartofler	Roer	Ærter	Majs	Grøntsager	Græs og kløver
Belastningstal: ukrudtsplanter										
Fungicid	1,1	0,9	0,0	0,1	746	0,3	8,4	0,0	295	0,0
Herbicid	5,9	2,0	3,3	24,7	95,7	7,8	10,6	0,1	47,2	0,0
Insekticid	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,8	1,5	0,0	2,6	0,0
Vækstreg	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	9,9	0,0
Belastningstal: invertebrater (leddyr)										
Fungicid	247	11,5	0,0	0,0	26,5	0,0	0,3	0,0	10,4	0,0
Herbicid	4,7	0,7	0,9	0,4	0,8	48,0	0,5	1,4	2,5	0,1
Insekticid	2,9	6,7	35,9	6,0	33,8	4,2	24,6	1,6	41,8	0,8
Vækstreg	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,5	0,0

3.2.4 Ophobning i naturen

PestNaB tager ikke hensyn til, at nogle af pesticiderne nedbrydes langsomt i miljøet, og der således kan forekomme en ophobning af pesticiderne på markfladen. Miljøstyrelsen vil imidlertid ikke give godkendelse til pesticider, hvor aktivstoffet er meget persistent (har en halveringstid på mere end 6 måneder). Ved antagelse om en halveringstid på 6 måneder og én sprøjtning pr. år på samme tidspunkt af året kan det beregnes, at eksponeringen højst kan blive 33% højere end doseringen. Dog vil de jordlevende organismer blive udsat for en konstant eksponering med langsomt nedbrydelige pesticider, hvorfor kroniske effekter, fx effekter på reproduktionen, måske kan

forekomme. Dette tager PestNaB ikke højde for, da PestNaB alene tager hensyn til akutte effekter. PestNaB tager således heller ikke hensyn til, at der med tiden kan opstå højere koncentrationer på markfladen end antaget ud fra doseringen af pesticidet alene.

3.2.5 Sekundær forgiftning

Ophobning i en terrestrisk fødekæde kan forekomme, hvis pesticidet har tendens til at blive ophobet i biologisk materiale.

I en risikovurdering simuleres sekundær forgiftning i fødekæden for det terrestriske økosystem traditionelt ved at antage, at regnorme er fødeobjekt, som efterfølgende kan blive spist af fugle og pattedyr. PestNaB har formuleret to delindikatorer for fugle og pattedyr for markfladen, hvor man også må forvente at bidraget til den sekundære forgiftning er væsentligst som følge af, at markfladen modtager de største og hyppigste doser. PestNaB har dog ikke inkluderet en kvantificering af ophobningen af pesticiderne i regnorme som følge af bioakkumulering. Herved underestimeres det relative bidrag fra de bioakkumulerende pesticider til belastningen af pattedyr og fugle.

3.2.6 Samlet vurdering af delindikatorerne for markfladen

PestNaB baserer eksponeringsberegningen for markfladen alene på doseringen. Herved inddrages de forskellige nedbrydnings- og fordelingsprocesser, som fx fordampning og nedsivning til grundvandet, ikke i opgørelsen af eksponeringen af markfladen. PestNaB tager således heller ikke en eventuel ophobning af pesticiderne i jorden i betragtning. For de pesticider, som hurtigt forsvinder fra markfladen, vil beregningen af eksponeringen være konservativ, og for de pesticider, som forbliver i stort omfang i jordmatricen, vil eksponeringen være underestimeret som følge af ophobning.

De udvalgte organismegrupper i markfladen – eventuelt inklusiv mikroorganismer i jordmatricen - vurderes at være relevante og dækkende at inddrage. Fungicidernes påvirkning af fødegrundlaget er dog ikke inkluderet i PestNaB.

Delindikatorerne for markfladen omhandler ikke mulig ophobning af pesticider i organismer og miljøet.

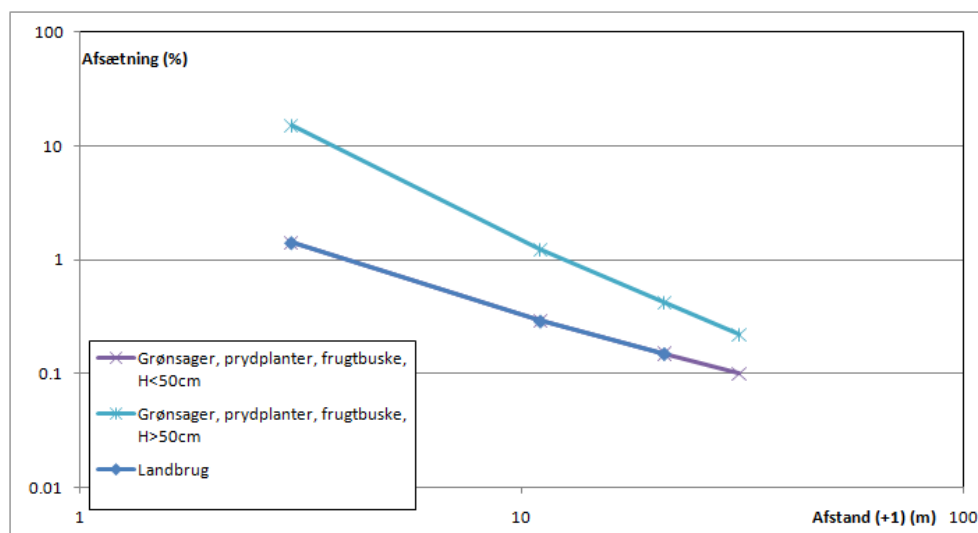
3.3 Delindikatorer til terrestriske kantbiotoper

3.3.1 Eksponering

De terrestriske biotopers eksponering for pesticider er i PestNaB antaget primært at ske som følge af afdrift fra markfladen. PestNaB antager, at afdriften er omvendt proportional med afstanden til den markflade, hvor der sprøjtes. Denne antagelse er i rimelig overensstemmelse med aktuelle målinger af afsætningen, hvor en afbildning af afsætningen som funktion af afstanden (+1 m) – begge afbildet på en logaritmisk skala - skal resultere i en ret linje, hvilket det med god rimelighed gør (se figur 3.1).

Det er således implicit antaget, at afsætningen er uafhængig af afgrødetypen. Det sidstnævnte er ikke helt i overensstemmelse med aktuelle målinger, hvor det er påvist, at der er en afhængighed mellem afsætningen på afgrøden med afgrødetype og dens vækststade, se fx Miljøstyrelsen (2009b) og figur 3.1. Det

er sandsynligvis nemt at introducere en sådan afhængighed, eftersom informationer om hvilke afgrøder, der dyrkes på marken, allerede nu er en del af de informationer, som er inkluderet i PestNaB. Desuden har man typisk en god viden om, hvilke vækststader af afgrøden, der typisk vil blive sprøjtet med hvilke pesticider, samt hvad afsætningen her vil være.



Figur 3.1
Værdier for afdrift er undersøgt af de tyske myndigheder. Værdier hentet fra Miljøstyrelsens "Rammer for miljømæssig vurdering af plantebeskyttelsesmidler".

3.3.2 Direkte belastninger

PestNaB har inkluderet belastningen af bier og andre leddyr samt planter til opgørelse af belastningen af terrestriske kantbiotoper. Som for markfladen er mikrobielle omsætningsprocesser ikke inkluderet i indikatorsettet for de terrestriske kantbiotoper.

3.3.3 Indirekte belastninger

Indirekte belastninger af terrestriske kantbiotoper er ikke inkluderet. Dette er vurderet at være acceptabelt, da markfladen kvantitativt bidrager mest til de indirekte belastninger som følge af de højere doser.

3.3.4 Ophobning i naturen og i organismer

Som for markfladen er akkumulering i fødekæderne og pesticidernes persistens i kantbiotoperne ikke inkluderet i PestNaB.

3.3.5 Sekundær forgiftning

Sekundær forgiftning via indtagelse af organismer fra terrestriske kantbiotoper er ikke inkluderet i PestNaB. Dette vurderes at være acceptabelt, da markfladen kvantitativt bidrager mest til sekundær forgiftning.

3.3.6 Samlet vurdering af delindikatorerne for kantbiotoperne

PestNaB baserer udelukkende eksponeringsberegningen på doseringen og antagelsen om, at afdriften falder proportionalt med afstanden til den

behandlede mark. Der er således samme usikkerhed omkring eksponeringsvurderingerne for kantbiotoperne, som der er for eksponeringsvurderingerne for markfladen. Derudover er der en usikkerhed i bestemmelsen af afdriften til kantbiotoperne.

De udvalgte organismegrupper i kantbiotopen vurderes at være relevante og dækkende at inddrage.

3.4 Delindikatorer til overfladevand

3.4.1 Eksponering

Eksponering af overfladevand med pesticider er i PestNaB antaget at ske som følge af afdræning og/eller afdrift fra markfladen.

3.4.1.1 Afdræning

Som beskrevet i kapitel 2.2.5 anvendes et meget simpelt udtryk til at beskrive afdræningen, idet det helt enkelt er antaget, at den mængde pesticid, der afdrænes, stort set er omvendt proportional med pesticidets K_{oc} -værdi, dvs. jo højere K_{oc} jo mindre pesticid er antaget at blive afdrænet. Der er imidlertid en række andre parametre, som har betydning for hvor meget pesticid, der rent faktisk bliver afdrænet. Dette er diskuteret i det følgende.

Nedbrydningens betydning for afdræningen

Der er ikke taget hensyn til, at pesticidet kan blive delvist nedbrudt inden afdræningen. Det vil dog være yderst kompliceret at tage højde for nedbrydningen, dels fordi det er vanskeligt at redegøre for transporttiden frem til afdræningen, og dels fordi der er temmelig stor usikkerhed forbundet med bestemmelsen af pesticidernes nedbrydningshastighed, som er afhængig af en række lokale og klimatiske forhold. Ved at negligere nedbrydningen vil bidraget fra især de let nedbrydelige pesticider blive overvurderet i PestNaB.

Lokale forholds betydning for afdræningen

Modelleringen af afdræningen er antaget at være uafhængig af jordtype, hvilket ikke er i overensstemmelse med den nuværende viden, da afdræningen typisk er lav eller ikke eksisterende i de sandede jorde, hvor vandet i stedet siver ned til grundvandet, og høj i de mere lerede jorde. Afdræningens afhængighed af jordtypen vurderes at være et væsentligt element at medtage, bl.a. fordi PestNaB er baseret på reelle geografiske informationer, og fordi det vides at være af stor betydning.

Til at afbilde et mere realistisk forhold kunne det overvejes at anvende jordvand fordelingskoefficienten i stedet for K_{oc} til afbildning af tilbageholdelsen af pesticiderne i jorden. Herved skulle der så tages højde for indhold af organisk kulstof i jordmatricen, hvilket ligeledes er geografisk betinget. Kun store forskelle i det organiske kulstofindhold kan dog retfærdiggøre en introduktion af endnu en stedspecifik parameter.

Der er ikke taget hensyn til, at fortyndingen kan være forskellig i det overfladevand, hvortil afdræningen udledes. Herved vil bidraget til den aggregerede indikator fra de typer af overfladevand, hvor der er en stor fortynding, blive overestimeret, mens bidraget fra de typer af overfladevand, hvor der er en lille fortynding, vil blive underestimeret.

3.4.1.2 Afdrift

PestNaB beskriver afdriften til overfladevand på helt tilsvarende måde som afdriften til de terrestriske kantbiotoper (se kapitel 2.2.4). Til diskussion af dette, henvises der derfor til dette afsnit. Som for bidraget fra afdræningen til belastningen af overfladevand er der ikke taget højde for, hvor stor fortyndingen er i overfladevandet.

3.4.2 Direkte belastninger

Ved en risikovurdering af kemiske stoffers påvirkninger af overfladevand betragtes alger, krebsdyr og fisk traditionelt som basisdatasættet (ECHA 2008). Det er de samme organismer, der indgår i datagrundlaget for pesticidvurderinger.

Økotoksikologiske data for følgende arter vil mindske usikkerhederne: padder, insekter, hjuldyr, bløddyr samt data for flere arter af krebsdyr og fisk. Sådanne data er ikke tilgængelige for flertallet af pesticiderne.

Traditionelt anvender man ikke effekter på mikroorganismer i risikovurdering af overfladevand. Der kan argumenteres for at inkludere effekter på mikroorganismer, da effekter på disse muligvis kan påvirke andre vandlevende organismer.

Et andet forhold er, at aktuelle belastninger af overfladevand vil være afhængige af den økologiske status for det relevante overfladevand. For eksempel kan pesticidbelastningen af et i forvejen belastet vandområde være af mindre betydning end for et meget rent vandområde. De rene overfladevand kan også være mere sårbare pga. tilstedeværelsen af mere følsomme arter. Da der i forvejen opereres med et GIS-baseret system, ville dette forhold være relevant at inddrage.

Standardtest for alger, krebsdyr og fisk er baseret på måling af gængse effekter, som vækst, immobilisering og død. Det kan her nævnes, at en række pesticider er under mistanke for at have hormonforstyrrende effekter, men det er ikke forventeligt, at der vil være tilgængelige data for dette for særligt mange pesticider.

3.4.3 Indirekte belastninger

Indirekte belastninger på overfladevand er ikke inkluderet i PestNaB. Da effekter på fx alger og invertebrater vil kunne medføre indirekte effekter på fisk, kan der argumenteres for, at indirekte belastninger medtages i PestNaB.

3.4.4 Ophobning i naturen og i organismer

For overfladevand er akkumulering i fødekæderne og persistens, som for de andre beskyttelseskategorier, ikke inkluderet i PestNaB.

3.4.5 Sekundær forgiftning

Sekundær forgiftning via indtagelse af organismer fra overfladevand er ikke inkluderet i PestNaB. Men dette er sandsynligvis heller ikke relevant, da dette allerede til dels er dækket af delindikatorerne for pattedyr og fugle i markfladen, som kvantitativt bidrager mest.

3.4.6 Samlet vurdering af delindikatorerne for overfladevand

PestNaB baserer eksponeringsberegningen på doseringen og antagelsen om, at afdriften falder proportionalt med afstanden til den sprøjtede mark. Derudover er der anvendt en meget enkel model til beregning af afdræningen. Der er i beregningerne ikke taget hensyn til, at fortyndingsforholdene vil variere for de forskellige typer overfladevand.

Derudover vurderes modelleringen af afdræningen at have en række svagheder. Der er således ikke taget hensyn til, at pesticidet kan blive delvist nedbrudt inden afdræningen. Afdræningen er antaget at være uafhængig af jordtype, hvilket ikke er i overensstemmelse med den nuværende viden om, at afdræningen afhænger af jordbundsforholdene.

Samlet vurderes det, at modelleringen af eksponeringen og til dels opgørelsen af belastningen af overfladevand i for begrænset omfang udnytter, at PestNaB er en GIS-baseret indikator. På nogle punkter er den således meget detaljeret omkring informationer om afstande til overfladevand, men på den anden side negligeres vigtige lokale forhold som jordtype, om der reelt foregår en afdræning eller ej samt overfladevandets økologiske status.

De udvalgte organismegrupper i overfladevand vurderes at være relevante, da disse også traditionelt anvendes til miljørisikovurdering og klassificering for miljøfare.

3.5 Opsummeringer

PestNaB er ikke udviklet til at sige noget om, hvorvidt der vil forekomme effekter på naturen som følge af pesticidanvendelsen, men den kan anvendes til at indikere, hvorvidt belastningen af naturen øges eller falder som følge af fx ændringer i mønstret for pesticidanvendelsen og/eller arealanvendelsen.

PestNaB har fokus på markerne og den omgivende natur, som i PestNaB er delt op i terrestriske kantbiotoper og overfladevand. Andre landskabslementer, som fx grundvand, sediment og luft, er ikke inkluderet.

PestNaB opgør belastningen som et forhold mellem et mål for eksponeringen og et mål for toksiciteten.

PestNaB opgør eksponeringen af markfladen alene som pesticiddoseringen på markfladen. De terrestriske kantbiotoper og overfladevand eksponeres med pesticider som følge af afdrift, der er antaget at være omvendt proportional med afstanden til den sprøjtede markflade. Afdriftens afhængighed af afgrødetype og vækststadiet er således ikke medtaget. Derudover eksponeres overfladevand som følge af dræningen, der i PestNaB er opgjort uafhængigt af jordbundsforholdene, hvilket ikke er i overensstemmelse med den nuværende viden.

Med hensyn til modelleringen af de direkte belastninger fra pesticiderne har PestNaB stort set inddraget de vigtigste organismetyper, dog mangler pesticidernes belastning på omsætningsprocesserne i jorden. Opgørelsen af pesticidernes direkte belastninger på kantbiotoperne er endvidere begrænset som følge af mangel på toksicitetsdata for andre leddyr og planter.

Pesticidernes effekter på fødegrundlaget for ikke-målorganismer er også inkluderet. Dog er kun insekticidernes og herbicidernes effekter på

fødegrundlaget i markfladen inkluderet – mens fungicidernes indflydelse på fødegrundlaget i markfladen er udeladt.

PestNaB medtager kun delvist belastningerne som følge af sekundærforgiftning, da PestNaB har inkluderet to delindikatorer for markfladen, der beskriver det forhold, at fx fugle og pattedyr indtager føde (fx orme), som indeholder pesticider. Dog er der i PestNaB ikke taget hensyn til, at dette er mest væsentligt for de bioakkumulerende pesticider.

Datagrundlaget i PestNaB er ikke tilstrækkeligt til at vurdere belastninger på økosystemniveau, ligesom der kan ikke siges noget om eventuelle kombinationseffekter.

PestNaB er primært en indikator for akutte påvirkninger af naturen, primært fordi den ikke tager hensyn til bioakkumulering af pesticiderne i fødekæden samt til det forhold, at nogle pesticider kun nedbrydes langsomt i naturen.

Viden om pesticiddoseringen på markfladen er essentiel i PestNaBs beregning af eksponeringen. Dette er en væsentlig svaghed ved datagrundlaget for beregningerne i PestNaB, da der ikke i dag er elektronisk tilgængelige informationer herom. PestNaB er en indikator for akutte belastninger og tager ikke hensyn til eventuelle langtidseffekter. Især for kantbiotoper er der identificeret en væsentlig mangel på økotoxicitetsdata.

4 Kvantitativ analyse af PestNaB

I tidligere afsnit er der foretaget en teoretisk analyse af de enkelte delindikatorer. I dette kapitel er der foretaget en videre analyse af PestNaB ud fra sammenlignende beregninger.

Som en del af analysen er der foretaget en række beregninger af PestNaB for forskellige scenarier. Gennem disse scenarier er det belyst, hvorledes resultaterne af PestNaB-beregningerne ændres ved en række forhold. Resultaterne af analysen er anvendt i den samlede vurdering af PestNaB. Beregninger er foretaget for et begrænset antal, tilfældigt udvalgte kvadrater i Danmark. Kapitel 4.2 beskriver de udvalgte kvadrater.

Følgende emner er søgt belyst gennem beregningerne:

- **Aggregering** I den aggregerede indikator tæller de enkelte delindikatorer ligeligt. Ved aggregeringen i PestNaB udelades de tilfælde, hvor mindst en delindikator er i uoverensstemmelse med de andre delindikatorer. Dette synes umiddelbart at være en væsentlig forenkling, og der er risiko for, at værdifuld information går tabt ved denne procedure. Betydningen heraf for resultatet af beregningen er vurderet og analyseret.
- **Vægtning** Ved beregning af den aggregerede indikator vægtes en lille forbedring lige så meget som en stor forbedring, ligesom en lille forværring vægtes lige så meget som en stor forværring. Det er analyseret, hvorvidt en ændring i acceptkriteriet for, hvornår en delindikator indikerer højere (eller lavere) belastning ved ét scenarium i forhold til et andet scenarium, vil have betydning for PestNaB.
- **Effekter af diverse tiltag** Dette omfatter fx gengivelse af effekter af reduceret pesticidforbrug og forbud mod visse pesticider.
- **Effekter af ændringer i arealanvendelsen** Dette omfatter fx inddragelse af brakområder til landbrugsområder, omlægning til økologisk drift og etablering af naturområder.
- **Følsomhed i forhold til kritiske data** Kritiske data er fx pesticidernes toksicitet, afstand til natur og mængde af natur. Analysen omfattede udpegning af de mest kritiske parametre, der skal bestemmes med størst mulig præcision. Samtidig blev det vurderet, om disse parametre kan bestemmes med den nødvendige præcision.
- **Korrelation mellem de enkelte delindikatorer** Dette omfattede en analyse af, om der i visse tilfælde er indikatorer, der er negativt korrelerede, samt om der findes "dominerende" delindikatorer.

Kjær et al. (2008) har allerede foretaget en række scenarieberegninger. Da analysearbejdet imidlertid primært er baseret på sammenligninger mellem to eller flere scenarier, og ikke på absolutte værdier, er beregningsøvelserne gentaget med det reducerede antal kvadrater.

4.1 Antagelser for beregningerne

Doseringen af pesticiderne er beregnet ud fra:

- data for det samlede dyrkede areal af de forskellige afgrøder i Danmark (A_c), (c er de forskellige afgrødetyper)
- salgstallene (S_j) og data rapporteret i bekæmpelsesmiddelstatistikkerne for standarddoseringen (g a.i./ha) ($SD_{j,c}$) (j er samtlige pesticider rapporteret i bekæmpelsesmiddelstatistikkerne, c er de forskellige afgrødetyper)
- for de enkelte kvadrater: data for arealet for de forskellige afgrødetyper ($AK_{k,c,l}$). $AK_{k,c,l}$ (naturtype) angiver arealet i kvadratet (k), hvor afgrødetype (c) dyrkes, og som befinder sig i afstandszone (l) fra en naturtype, som enten kan være en terrestrisk jordbiotop, et vandløb eller vandhul/sø. 6 afstandszone er betragtet i PestNaB: 2-5 m, 4-10 m, 10-20 m, 20-50 m, 50-100 m og >100 m.
- Hvis der er krav om sprøjtefri zoner for pesticidet, er sprøjtning med pesticidet inden for sprøjtezone udelukket i beregningerne

Det samlede areal i kvadrat k , hvor afgrøde c dyrkes ($AK_{k,c}$), beregnes derfor af:

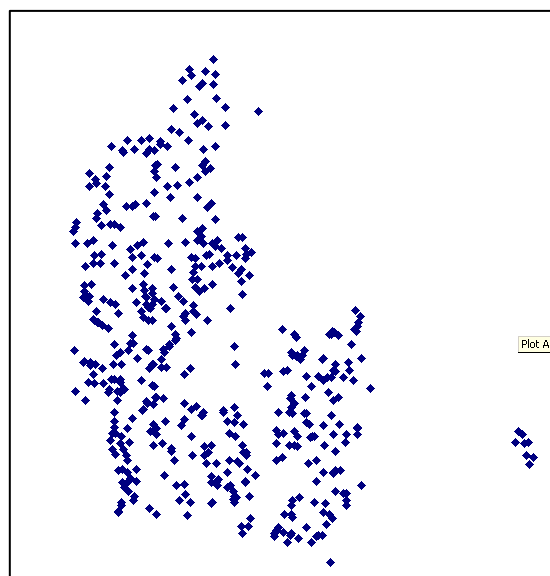
$$AK_{k,c} = \sum_{l=1}^6 AK_{k,c,l}(\text{naturtype})$$

Den samlede dosering af et pesticid j på et kvadrat k ($M_{j,k}$) beregnes af:

$$M_{j,k} = \frac{S_j \cdot \sum_c AK_{k,c} \cdot SD_{j,c}}{\sum_c A_c \cdot SD_{j,c}}$$

4.2 Udvælgelse af kvadrater

Figur 4.1 viser placeringen af de 500 kvadrater. Det fremgår – rent visuelt – at Danmark er godt repræsenteret ved disse kvadrater.



Figur 4.1
Geografisk placering af de 500 tilfældigt udvalgte kvadrater

Til videre analyse er rangstyrken beregnet for samtlige kvadrater (Kjær et al. 2008) og for de 500 kvadrater. Rangstyrken er beregnet ved sammenligning af scenarium 1 med scenarium 2:

- Scenarium 1: arealanvendelse, natur og salg af pesticider i 2007 (BH=2,51)
- Scenarium 2: her er 3 scenarier anvendt:
 - målsætning 2003 (BH=1,74)
 - målsætning 2007 (BH=2,18)
 - arealanvendelse, natur og salg af pesticider for 2001 (BH=2,19)

Resultaterne af disse beregninger er vist i tabel 4.1.

Det fremgår af tabel 4.1, at der er en meget god sammenhæng mellem de beregnede rangstyrker for samtlige kvadrater hhv. de 500 kvadrater. Den numerisk største forskel er på 0,04.

Tabel 4.1

Beregnete rangstyrker for samtlige kvadrater og de 500 tilfældigt udvalgte kvadrater. Scenarium 1 svarer til arealanvendelse, natur og salg af pesticider i 2007. Scenarium 2 er de to referencescenarier eller forholdene i 2001. En positiv værdi indikerer, at naturbelastningen er størst for forholdene i 2007 (Scenarium 1).

Scenarium 2	Scenarium 1: Arealanvendelse, natur og salg af pesticider i 2007 (BH=2,51)			
	Samlet (alle delindikatorer)	Beskyttelseskategorier		
		Markflade	Terrestrisk natur uden for markflade	Vandmiljø
Målsætning 2003 (BH=1,74)	a) 0,18 b) 0,17	a) 0,36 b) 0,33	a) 0,50 b) 0,47	a) 0,13 b) 0,12
Målsætning 2007 (BH=2,18)	a) 0,04 b) 0,04	a) 0,08 b) 0,09	a) 0,03 b) 0,04	a) 0,07 b) 0,06
Arealanvendelse, natur og salg af pesticider i 2001 (BH=2,19)	a) -0,05 b) -0,06	a) -0,05 b) -0,05	a) 0,09 b) 0,07	a) -0,28 b) -0,24

- a) Samtlige kvadrater
b) 500 kvadrater

Det vil umiddelbart forventes, at usikkerheden på indikatoren vokser med faldende antal kvadrater – alt andet lige. Til en grov vurdering af dette kan følgende udtryk anvendes til beregning af ændringen i rangstyrken ved, at $\text{Antal}_{\text{Scenarium 1}}$ øges med et antal N, samtidigt med at $\text{Antal}_{\text{Scenarium 2}}$ reduceres med samme antal N:

$$\Delta \text{Rangstyrke} = \frac{2 \cdot N}{N_{\text{Kvadrater}}^2}$$

Hvor

$\text{Antal}_{\text{Scenarium 1}}$	er antallet af kvadrater, hvor samtlige delindikatorer beregnet for scenarium 1 er større end delindikatorerne beregnet for scenarium 2
$\text{Antal}_{\text{Scenarium 2}}$	er antallet af kvadrater, hvor samtlige delindikatorer beregnet for scenarium 2 er større end delindikatorerne beregnet for scenarium 1
$N_{\text{Kvadrater}}$	er antallet af kvadrater

For sammenligningerne rapporteret i tabel 4.1 er den numerisk største forskel mellem de beregnede rangstyrker ved anvendelse af samtlige kvadrater hhv. de 500 kvadrater på 0,04. Dette svarer til, jf. ovenstående formel, at 5.000 (eller 2%) af de ca. 250.000 sammenligninger er ændret i forhold til, hvad der ville forventes, hvis de 500 kvadrater var fuldstændigt repræsentative for samtlige kvadrater.

Samlet vurderes det, at det er acceptabelt at analysere PestNaB ved at begrænse beregningerne til de tilfældigt udvalgte 500 kvadrater.

4.3 Principper for sammenligning og aggregering

I den aggregerede indikator tæller de enkelte delindikatorer ligeligt. Herved undgås den meget svære og ikke altid objektive indbyrdes vægtning af de enkelte indikatorer. Ved aggregeringen i PestNaB udelades således de tilfælde, hvor mindst en delindikator er i uoverensstemmelse med de andre delindikatorer. Dette synes umiddelbart at være en væsentlig forenkling, og der er risiko for, at værdifuld information går tabt ved denne procedure. Der er derfor lavet beregninger, hvor der sammenlignes for hver beskyttelseskategori (markflade, jord, overfladevand), og hvor et scenarium bedømmes bedre end det andet scenarium, hvis et vist antal af delindikatorerne for beskyttelseskategorien peger i den samme retning (se tabel 4.2).

En betragtning kunne også være den, at sammenligningen bør foregå på et højere niveau, og at sammenligningen kunne tage udgangspunkt i, hvorvidt de enkelte beskyttelseskategorier (markfladen, terrestrisk kantbiotop, overfladevand) får det dårligere eller bedre. Dette vil også være i overensstemmelse med de gængse principper for miljørisikovurdering af kemiske stoffer, hvor man betragter de enkelte økosystemer overfladevand, sediment og jord, og hvor man, for at beskytte økosystemet, er nødt til at beskytte de enkelte arter i økosystemet. Dette er søgt undersøgt for overfladevand (se tabel 4.2). For at gennemføre samme øvelse med delindikatorerne for de øvrige beskyttelseskategorier kræver det, at de anvender samme mål for eksponeringsniveauet og samme enhed for toksiciteten. Det er, med den nuværende formulering af delindikatorerne for markfladen, ikke muligt at lave tilsvarende sammenligning, og for den terrestriske kantbiotop vurderes datagrundlaget for spinkelt til at foretage en sådan sammenligning.

Beregningerne udføres ved sammenligning af to scenarier:

- Scenarium 1: arealanvendelse, natur og salg af pesticider i 2007 (BH=2,51)
- Scenarium 2: arealanvendelse, natur og salg af pesticider i 2001 (BH=2,19)

Forskellige alternativer til aggregering er testet. For hver beskyttelseskategori er der undersøgt to alternative metoder til aggregering. En beskrivelse af de alternative metoder til aggregering fremgår af tabel 4.2.

Tabel 4.2

Oversigt over undersøgte aggregeringsprincipper. $D_{i,j}$ angiver den beregnede delindikator for delindikator i og scenarium j . Aggregeringsprincipperne er undersøgt ved at sammenligne scenarium 1, som svarer til arealanvendelse, natur og salg af pesticider i 2007, med scenarium 2, som svarer til arealanvendelse, natur og salg af pesticider i 2001.

Beskyttelseskategori	Nuværende	Alternativ 1	Alternativ 2
Markfladen	$D_{1,1} > D_{1,2}$ $D_{2,1} > D_{2,2}$ $D_{3,1} > D_{3,2}$ $D_{4,1} > D_{4,2}$ $D_{5,1} > D_{5,2}$ $D_{6,1} > D_{6,2}$	Mindst 5 af sammenligningerne peger på scenarium 1	Mindst 4 af sammenligningerne peger på scenarium 1
Terrestrisk kantbiotop	$D_{7,1} > D_{7,2}$ $D_{8,1} > D_{8,2}$ $D_{9,1} > D_{9,2}$	Mindst 2 af sammenligningerne peger på scenarium 1	Mindst 2 af sammenligningerne peger på scenarium 1
Overfladevand	$D_{10,1} > D_{10,2}$ $D_{11,1} > D_{11,2}$ $D_{12,1} > D_{12,2}$ $D_{13,1} > D_{13,2}$ $D_{14,1} > D_{14,2}$ $D_{15,1} > D_{15,2}$ $D_{16,1} > D_{16,2}$ $D_{17,1} > D_{17,2}$ $D_{18,1} > D_{18,2}$	* $D_{10-12,1} > D_{10-12,2}$ $D_{13-15,2} > D_{13-15,1}$ $D_{16-18,1} > D_{16-18,2}$	Mindst 2 af sammenligningerne i forrige kolonne peger på scenarium 1

* $D_{10-12,j} = \max(D_{10,j}, D_{11,j}, D_{12,j})$; $D_{13-15,j} = \max(D_{13,j}, D_{14,j}, D_{15,j})$; $D_{16-18,j} = \max(D_{16,j}, D_{17,j}, D_{18,j})$

Resultaterne af disse beregninger er gengivet i tabel 4.3. Resultaterne er angivet som den beregnede rangstyrke, dels når man tager alle delindikatorer i betragtning, og dels når alene delindikatorerne for enkelte beskyttelseskategorier tages i betragtning.

Tabel 4.3

Beregnete rangstyrker ved sammenligning af scenarium 1 med scenarium 2. Forskellige aggregeringsprincipper er testet (se tabel 4.2). Scenarium 1: Salg af pesticider og naturforhold for 2007; Scenarium 2: Salg af pesticider og naturforhold for 2001. Δ angiver den numeriske forskel mellem rangstyrken for alternativ metode til aggregering og den nuværende metode til aggregering

	Alle delindikatorer	Markfladen	Terrestriske kantbiotoper	Overfladevand
Nuværende	-0,06	-0,05	0,07	-0,24
Alternativ 1	-0,16 (Δ : 0,10)	-0,04 (Δ : 0,01)	0,12 (Δ : 0,05)	-0,38 (Δ : 0,14)
Alternativ 2	-0,07 (Δ : 0,01)	-0,06 (Δ : 0,01)	0,12 (Δ : 0,05)	-0,32 (Δ : 0,08)

Det fremgår af tabel 4.3, at

- rangstyrken for alle delindikatorer ikke ændrer fortegn ved ændring i aggregeringsprincipperne, dvs. konklusionerne på sammenligningerne vil være den samme

- rangstyrken for alle delindikatorer kun ændres lidt, hvis der inden for hver beskyttelseskategori accepteres en konflikt i sammenligningen mellem to kvadrater (Alternativ 1), men også at den stort set ikke ændres i forhold til udgangspunktet, hvis der accepteres yderligere en konflikt (Alternativ 2)
- rangstyrken for markfladen kun ændres meget lidt, hvis der inden for hver beskyttelseskategori accepteres en konflikt i sammenligningen mellem to kvadrater (Alternativ 1), men også at den ikke ændres væsentligt, hvis der accepteres yderligere en konflikt (Alternativ 2)
- rangstyrken for de terrestriske kantbiotoper kun ændres lidt, hvis der inden for hver beskyttelseskategori accepteres en konflikt i sammenligningen mellem to kvadrater
- rangstyrken for overfladevand ændres væsentligt ($\Delta=0,14$), hvis den højeste toksicitet for hhv. alger, invertebrater og fisk anvendes i sammenligningerne som alternativ til at sammenligne på hver enkelt artsniveau

På basis af denne analyse konkluderes det, at en introduktion af de foreslåede ændringer i kriterierne for aggregering ikke vil give anledning til væsentlige ændringer i rangstyrken. Dog kan en aggregeringsmetodik, der er baseret på at finde den mest følsomme organisme inden for hver beskyttelseskategori, potentielt give et bedre udtryk for den reelle ændring i belastningen af naturen. Dette kræver dog som minimum en reformulering af delindikatorerne for markfladen.

4.4 Acceptkriterier

Ved beregning af den aggregerede indikator vægtes en lille forbedring lige så meget som en stor forbedring, ligesom en lille forværring vægtes lige så meget som en stor forværring. Til analyse af hvorvidt en vægtning i acceptkriteriet for hvornår en delindikator indikerer højere (eller lavere) belastning ved ét scenarium i forhold til et andet, er der udført beregninger ved anvendelse af følgende acceptkriterier for at udelukke kvadrater i en sammenligning:

- nuværende kriterier
- 10% acceptniveau, dvs. hvis værdierne varierer med mindre end 10% fra hinanden, tages de ikke med i sammenligningerne
- 50% acceptniveau, dvs. hvis værdierne varierer med mindre end 50%, tages de ikke med i sammenligningerne

Beregningerne er som før udført for de to scenarier:

- Scenarium 1: arealanvendelse, natur og salg af pesticider i 2007 (BH=2,51)
- Scenarium 2: arealanvendelse, natur og salg af pesticider for 2001 (BH=2,19)

Resultaterne af disse beregninger fremgår af tabel 4.4.

Tabel 4.4

Beregnete rangstyrker for forskellige acceptniveauer. Scenarium 1: 2007; Scenarium 2: 2001

	Alle delindikatorer	Markflade	Terrestriske biotoper	Overfladevand
Nuværende	-0,06	-0,05	0,07	-0,24
10% acceptniveau	-0,07	-0,05	0,08	-0,26
50% acceptniveau	-0,13	-0,06	0,09	-0,32

Det fremgår af tabel 4.4, at

- rangstyrken (alle delindikatorer) ikke ændrer fortegn ved ændring i aggregeringsprincipperne, dvs. konklusionerne på sammenligningerne vil være den samme
- det ikke giver væsentligt forskellige, beregnede rangstyrker ved en introduktion af modificerede acceptniveauer

På basis af denne analyse er der således ingen indikation af, at der ville opnås væsentlige ændringer i værdierne for den aggregerede indikator ved en eventuel introduktion af vægtning i acceptkriterierne.

4.5 Analyse af mulig korrelation mellem delindikatorerne

Nogle af delindikatorerne vil være indbyrdes korrelerede, fx vil belastningstallene for alger for hhv. drænvand (10), afdrift til vandløb (13) og afdrift til vandhul (16) være indbyrdes korrelerede, da de anvender samme toksicitetsindeks for pesticiderne. Dette vurderes umiddelbart ikke at udgøre et problem ved det anvendte aggregeringsprincip i PestNaB. Et problem kan imidlertid opstå, hvis nogle af delindikatorerne er indbyrdes "negativt" korrelerede, dvs. ved en relativt høj værdi af én delindikator i et kvadrat vil en anden delindikator i samme kvadrat have en relativt lav værdi. Dette vil kunne føre til, at disse kvadrater ikke vil blive talt med ved aggregeringen.

Ud fra den teoretiske analyse af delindikatorerne er der umiddelbart ikke identificeret negativt korrelerede delindikatorer.

For en række scenarier (2007, 2001, målsætning 2003 (BH=1,74), målsætning 2007 (BH=2,18)) er delindikatorerne beregnet og korrelationskoefficienten fundet mellem de enkelte delindikatorer. Beregningerne viste, at for alle de betragtede scenarier var der en positiv korrelationskoefficient mellem de enkelte delindikatorer.

Tabel 4.5 viser en korrelationstabel for pesticidernes toksicitet (målt som $\log(1/\text{toksiciteten})$). Tabel 4.5 viser, at nogle af toksicitetsegenskaberne er stærkt korrelerede med hinanden (fx fisk - krebsdyr, pattedyr - bier, pattedyr - krebsdyr), og at få af toksicitetsegenskaberne tilsyneladende er svagt negativt korrelerede med hinanden (fx planter - alger, planter - krebsdyr).

Tabel 4.5
Korrelationstabel for pesticidernes toksicitet angivet som $\log(1/\text{toksiciteten})$

	Alger	Krebsdyr	Fisk	Orme	Bier	Pattedyr	Fugle	Planter	Andre leddyr
Alger	1,00	0,33	0,36	-0,01	-0,02	-0,06	-0,11	-0,33	0,09
Krebsdyr	0,33	1,00	0,73	0,29	0,62	0,50	0,41	-0,23	0,35
Fisk	0,36	0,73	1,00	0,23	0,61	0,45	0,15	-0,06	0,76
Orme	-0,01	0,29	0,23	1,00	0,30	0,32	0,37	-0,01	0,14
Bier	-0,02	0,62	0,61	0,30	1,00	0,67	0,39	-0,02	0,68
Pattedyr	-0,06	0,50	0,45	0,32	0,67	1,00	0,58	0,23	0,36
Fugle	-0,11	0,41	0,15	0,37	0,39	0,58	1,00	0,13	-0,24
Planter	-0,33	-0,23	-0,06	-0,01	-0,02	0,23	0,13	1,00	0,28
Andre leddyr	0,09	0,35	0,76	0,14	0,68	0,36	-0,24	0,28	1,00

Tabel 4.6 viser andelen af konflikter (i % af det samlede antal sammenligninger) mellem de enkelte delindikatorer for de 500 kvadrater. Beregningerne er udført ved sammenligning af de to tidligere anvendte scenarier, 2007 og 2001.

Konflikter mellem delindikatorerne for forskellige naturtyper må forventes i større omfang, da de forskellige naturtyper ikke nødvendigvis vil være til stede i samme kvadrater. Konflikter inden for de enkelte naturtyper forventes at være mere begrænset. Hvis procentandelen af konflikter er over 50%, betyder det, at delindikatorerne er negativt korrelerede, mens en procentandel af konflikter under 50% betyder, at delindikatorerne er positivt korrelerede. Det bemærkes, at i alle tilfælde er procentandelen under 50%, hvilket indikerer en positiv korrelation mellem delindikatorerne. Den største procentandel observeres for delindikator 8 (afdrift til terrestriske kantbiotoper, andre leddyr) og delindikator 11 (drænuvløb til vandløb, invertebrater).

Hvis procentandelen er tæt på 0%, indikerer det, at de to delindikatorer stort set siger det samme, og at en af dem kan undværes. Eksempler på dette forhold er delindikatorer 13 og 16 (procentandel: 4,4%), delindikatorer 14 og 17 (procentandel: 2,2%) og delindikatorer 15 og 18 (procentandel: 2,8%). Eksemplerne viser således, at afdrift til vandhuller henholdsvis afdrift til vandløb stort set viser det samme, og at det måske er tilstrækkeligt samlet at se på afdrift til overfladevand.

Det fremgår af tabel 4.6, at på markfladeniveau er delindikator 1 (pattedyr) i en del tilfælde (25,1%) i konflikt med delindikator 4 (regnorme). Det er umiddelbart lidt overraskende, da toksiciteten over for regnorme og pattedyr tilsyneladende er positivt korrelerede med hinanden. Det fremgår endvidere af tabel 4.6, at på terrestrisk biotopniveau er delindikator 7 (bier) i en del tilfælde (25,7%) i konflikt med delindikator 8 (andre leddyr) og (25,9%) med delindikator 9 (planter).

Ovennævnte bekræftes af de beregnede rangstyrker for de enkelte delindikatorer for de 500 kvadrater (se tabel 4.7). De fleste delindikatorer peger på, at scenarium 2 (2001) giver en større naturbelastning end scenarium 1 (2007). Dette er dog ikke tilfældet for delindikator 4, delindikatorerne 5 og 6, samt delindikatorerne 8 og 9.

Tabel 4.7 viser også, at den samlede konklusion, at naturen i 2007 er mindre belastet end i 2001, ikke er et klart udtryk for, at alle indikatorgrupper har fået det bedre. Derfor kan man ved en beslutningstagning vedrørende en eventuel handlingsplan om håndtering af pesticider ikke nøjes med alene at kigge på den samlede rangstyrke – man må også kigge på eventuelle modsatrettede belastninger for en eller flere af indikatorgrupperne.

Det er interessant at notere, at delindikatorerne 5 og 6, som er lig med behandlingshyppigheden for henholdsvis insekticider og herbicider, indikerer en større naturbelastning i 2007 end i 2001, hvorimod den samlede PestNaB indikator angiver det modsatte forhold, nemlig at naturbelastningen i 2007 er mindre end i 2001. Det vil sige, at behandlingshyppigheden, som gennem tiderne er anvendt som pesticidindikator i Danmark, i disse tilfælde fører til en anden samlet konklusion end PestNaB ved en sammenligning mellem 2001 og 2007.

Det bemærkes endvidere, at delindikatorerne 8 og 9, som tilsvarende angiver en større naturbelastning i 2007 end i 2001, er baseret sig på relativt få pesticiddata (datadækning 19% hhv. 26%). Tabel 4.7 viser endvidere, at delindikatoren for bier i kantbiotoper viser en større belastning i 2001 end i 2007, mens andre leddyr i kantbiotoper viser en mindre belastning. Denne "uoverensstemmelse" er umiddelbart lidt overraskende, da bier også er leddyr, hvorfor det umiddelbart ville blive forventet, at disse to delindikatorer ville pege i samme retning. Det skal her bemærkes, at datagrundlaget for bier er væsentligt større (der er data for 117 pesticider) end for andre leddyr (data for 26 pesticider).

Analysen viser, at der ikke er en negativ korrelation mellem de enkelte delindikatorer. En del af delindikatorerne viser stort set det samme, og nogle af dem kan i princippet undværes. Eksemplerne viser således, at afdrift til vandhuller henholdsvis afdrift til vandløb stort set viser det samme, og at det måske er tilstrækkeligt alene at kigge på afdrift til overfladevand.

Analysen viser endvidere, at PestNaB ikke nødvendigvis vil komme frem til samme konklusioner vedrørende pesticidbelastningen af naturen som behandlingshyppigheden.

Tabel 4.6
 Andel af konflikter (% af samlet antal sammenligninger) mellem de enkelte delindikatorer, hvor scenarium 1 (2007) er sammenlignet med scenarium 2 (2001)

	Markfladen, pattedyr	Markfladen, fugle	Markfladen, bier	Markfladen, regnorme	Markfladen, insekter	Markfladen, planter	Afdrift til terrestriske kantiotoper, bier	Afdrift til terrestriske kantiotoper, andre leddy	Afdrift til terrestriske kantiotoper, planter	Dræudløb til vandmiljøet, alger	Dræudløb til vandmiljøet, invertebrater	Dræudløb til vandmiljøet, fisk	Afdrift til vandløb, alger	Afdrift til vandløb, invertebrater	Afdrift til vandløb, fisk	Afdrift til vandhul, alger	Afdrift til vandhul, invertebrater	Afdrift til vandhul, fisk
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
1	0,0	12,1	12,5	25,1	21,8	26,8	17,3	32,2	32,2	16,3	16,1	14,3	17,2	12,4	13,3	17,1	12,3	13,2
2	12,1	0,0	9,9	15,2	14,8	15,9	16,9	25,6	23,2	15,4	23,3	18,7	15,3	19,8	15,5	15,2	19,9	15,6
3	12,5	9,9	0,0	21,2	13,4	21,5	11,4	27,1	27,2	15,9	18,3	14,1	18,4	14,0	8,5	18,4	14,1	8,5
4	25,1	15,2	21,2	0,0	17,6	8,8	24,9	20,3	17,0	24,4	33,5	29,1	13,3	32,1	25,7	13,3	32,3	25,7
5	21,8	14,8	13,4	17,6	0,0	14,3	18,3	16,1	20,8	23,6	29,1	25,0	20,9	25,8	19,3	21,0	26,0	19,4
6	26,8	15,9	21,5	8,8	14,3	0,0	25,7	18,2	15,2	27,8	37,6	32,4	19,3	34,9	28,3	19,3	35,1	28,4
7	17,3	16,9	11,4	24,9	18,3	25,7	0,0	25,7	25,9	17,7	16,9	14,7	20,8	14,4	11,5	20,4	14,3	11,0
8	32,2	25,6	27,1	20,3	16,1	18,2	25,7	0,0	15,3	34,6	40,0	36,4	26,4	37,4	31,2	26,1	37,4	31,1
9	32,2	23,2	27,2	17,0	20,8	15,2	25,9	15,3	0,0	31,3	39,5	35,4	23,7	38,2	31,7	23,5	38,4	31,7
10	16,3	15,4	15,9	24,4	23,6	27,8	17,7	34,6	31,3	0,0	12,7	12,9	16,0	15,0	14,2	15,9	15,2	14,2
11	16,1	23,3	18,3	33,5	29,1	37,6	16,9	40,0	39,5	12,7	0,0	7,7	21,6	6,6	10,7	21,5	6,5	10,6
12	14,3	18,7	14,1	29,1	25,0	32,4	14,7	36,4	35,4	12,9	7,7	0,0	20,8	8,3	8,8	20,8	8,4	8,7
13	17,2	15,3	18,4	13,3	20,9	19,3	20,8	26,4	23,7	16,0	21,6	20,8	0,0	22,1	17,9	4,4	22,4	18,3
14	12,4	19,8	14,0	32,1	25,8	34,9	14,4	37,4	38,2	15,0	6,6	8,3	22,1	0,0	8,0	22,2	2,2	8,1
15	13,3	15,5	8,5	25,7	19,3	28,3	11,5	31,2	31,7	14,2	10,7	8,8	17,9	8,0	0,0	18,3	8,5	2,8
16	17,1	15,2	18,4	13,3	21,0	19,3	20,4	26,1	23,5	15,9	21,5	20,8	4,4	22,2	18,3	0,0	22,2	18,0
17	12,3	19,9	14,1	32,3	26,0	35,1	14,3	37,4	38,4	15,2	6,5	8,4	22,4	2,2	8,5	22,2	0,0	8,1
18	13,2	15,6	8,5	25,7	19,4	28,4	11,0	31,1	31,7	14,2	10,6	8,7	18,3	8,1	2,8	18,0	8,1	0,0

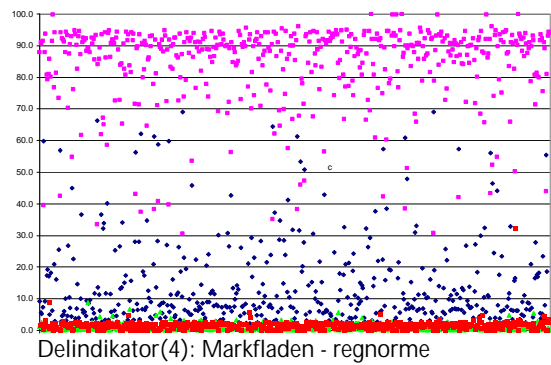
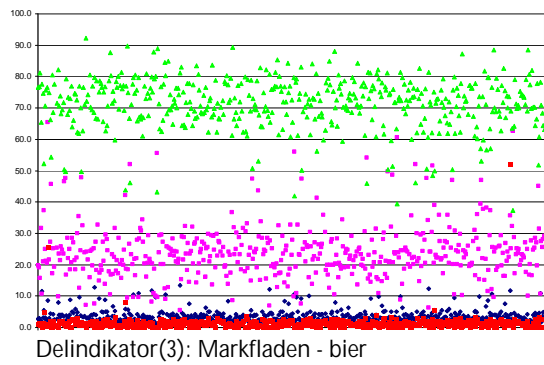
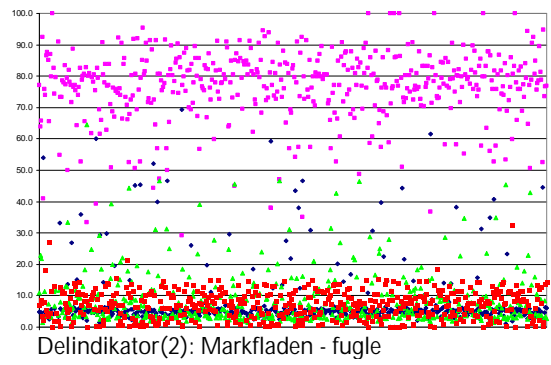
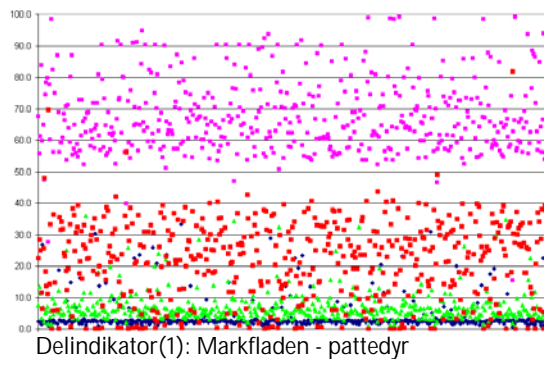
Tabel 4.7
Beregnete rangstyrker for de enkelte delindikatorer.
Scenarium 1: 2007; Scenarium 2: 2001.

Delindikator		Rangstyrke	Datadækning (%)
1	Markfladen, pattedyr	-0,34	89
2	Markfladen, fugle	-0,12	85
3	Markfladen, bier	-0,22	85
4	Markfladen, regnorme	0,16	83
5	Markfladen, insekter	0,02	-
6	Markfladen, planter	0,19	-
Markfladen		-0,05	
7	Afdrift til terrestriske kantbiotoper, bier	-0,23	85
8	Afdrift til terrestriske kantbiotoper, andre led dyr	0,23	19
9	Afdrift til terrestriske kantbiotoper, planter	0,27	26
Terrestriske kantbiotoper		0,07	
10	Drænuvløb til vandmiljøet, alger	-0,27	96 (K _{OC} 93)
11	Drænuvløb til vandmiljøet, invertebrater	-0,48	94 (K _{OC} 93)
12	Drænuvløb til vandmiljøet, fisk	-0,38	95 (K _{OC} 93)
13	Afdrift til vandløb, alger	-0,06	96
14	Afdrift til vandløb, invertebrater	-0,48	94
15	Afdrift til vandløb, fisk	-0,32	95
16	Afdrift til vandhul, alger	-0,06	96
17	Afdrift til vandhul, invertebrater	-0,48	94
18	Afdrift til vandhul, fisk	-0,32	95
Overfladevand		-0,24	
Alle	Alle delindikatorer	-0,06	-

4.6 Kritiske pesticider

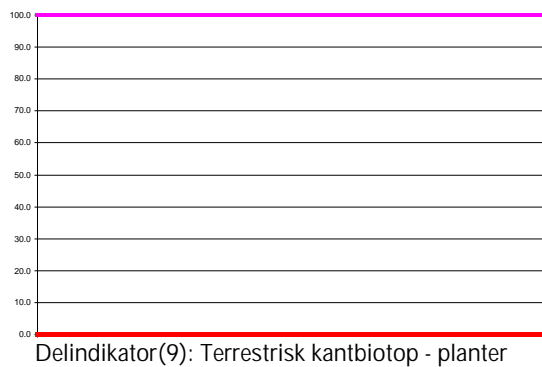
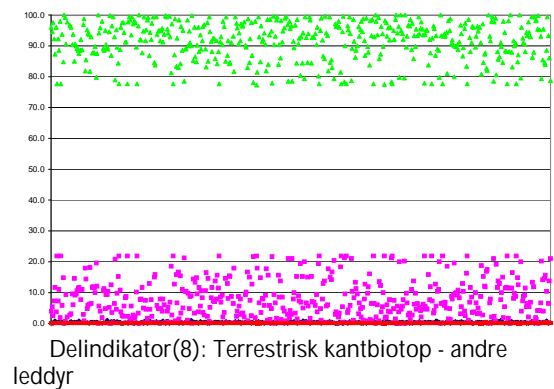
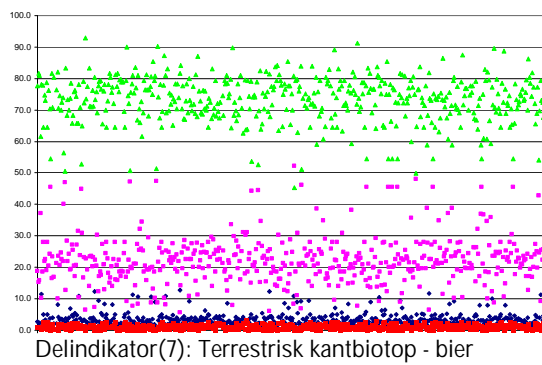
Indflydelsen af et pesticid på en delindikator afhænger af hvilken delindikator og hvilke kvadrater og scenarier, der betragtes. Derfor kan de pesticider, der har størst indflydelse på PestNaB, ikke entydigt udpeges.

Dette er også illustreret i figur 4.2-4.7. Figur 4.2-4.6 viser de enkelte pesticidtypers (insekticiders, herbiciders, fungiciders og væksthæmmers) relative bidrag (%) til værdien for delindikatoren for de enkelte kvadrater. Delindikatorerne 5 og 6 er ikke afbildede, da de entydigt enten udpeger insekticider (delindikator 5) eller herbicider (delindikator 6) som bidragsdere. Figur 4.7 indikerer ligeledes hvilke pesticidtyper, der har betydning for hvilke delindikatorer. Det fremgår heraf, at især herbicider og insekticider og i mindre grad væksthæmmere har indflydelse på delindikatorerne (1-6) for markfladen. Det fremgår ligeledes, at især insekticider og herbicider har indflydelse på delindikatorerne for de terrestriske kantbiotoper (7-9). For delindikatorerne for afdræning til overfladevand (10-12) er det primært fungiciderne og herbiciderne, der har indflydelse. For delindikatorerne for afdrift til overfladevand (13-18) bidrager både fungicider, herbicider og insekticider i væsentligt omfang.



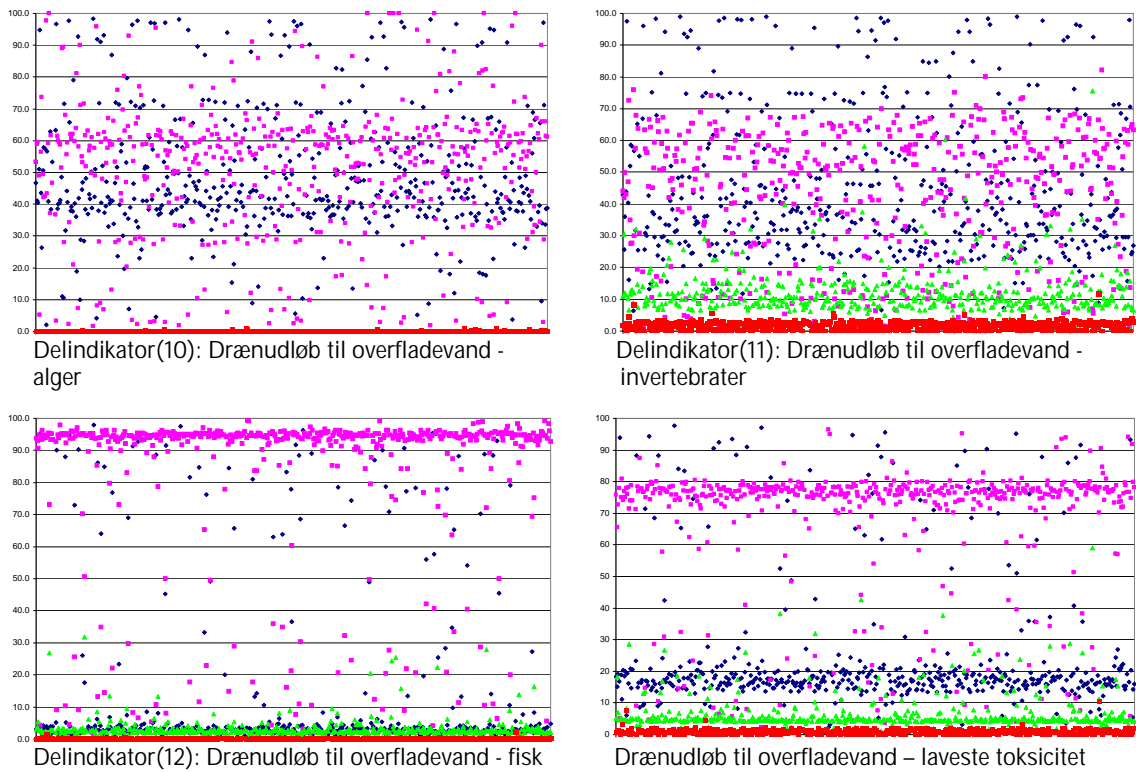
Figur 4.2
Relative bidrag fra de enkelte pesticidtyper til delindikatorerne for markfladen for de 500 kvadrater

◆ Fungicider ■ Herbicider ▲ Insekticider ■ Væksthæmmere



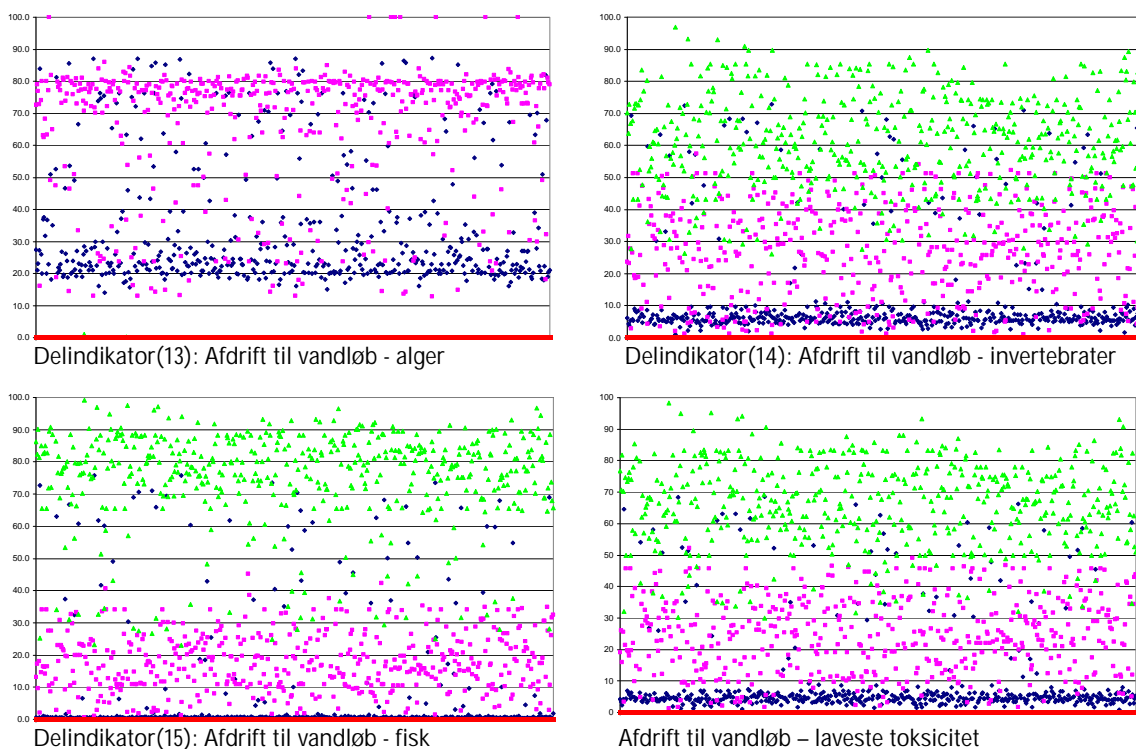
Figur 4.3
Relative bidrag fra de enkelte pesticidtyper til delindikatorerne for den terrestriske kantbiotop for de 500 kvadrater

◆ Fungicider ■ Herbicider ▲ Insekticider ■ Væksthæmmere



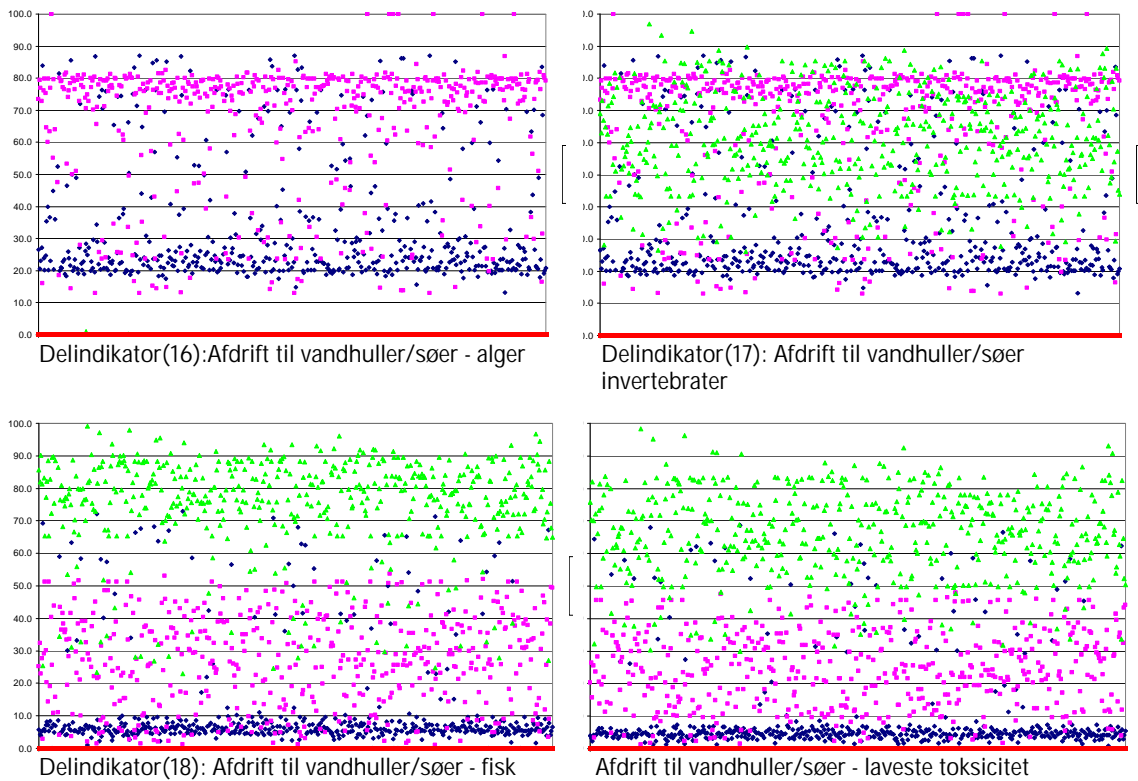
Figur 4.4
Relative bidrag fra de enkelte pesticidtyper til delindikatorerne for drænudløb til overfladevand for de 500 kvadrater

◆ Fungicider ■ Herbicider ▲ Insekticider ■ Væksthæmmere



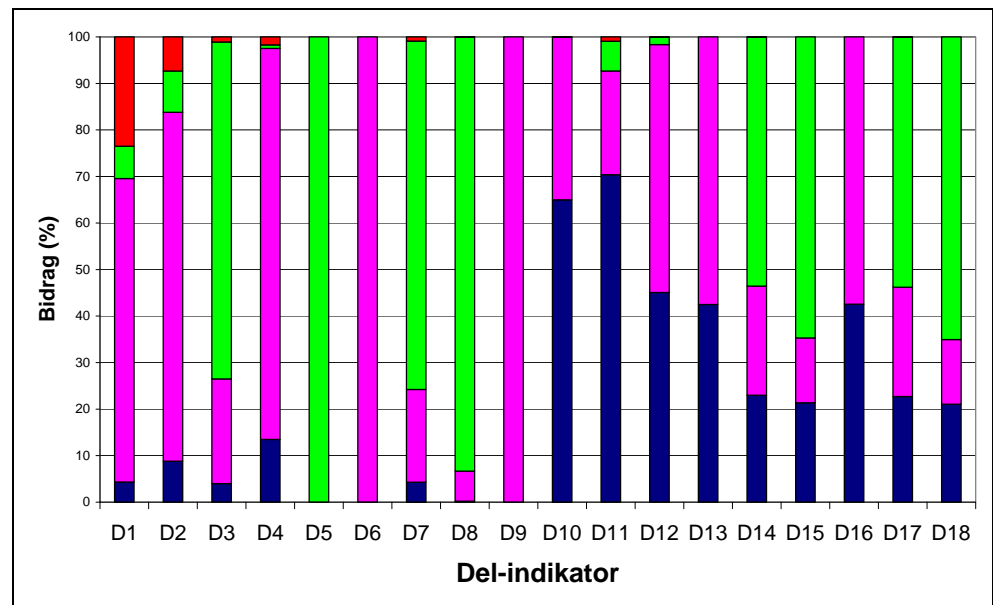
Figur 4.5
Relative bidrag fra de enkelte pesticidtyper til delindikatorerne for afdrift til vandløb (overfladevand) for de 500 kvadrater

◆ Fungicider ■ Herbicider ▲ Insekticider ■ Væksthæmmere



Figur 4.6
Relative bidrag fra de enkelte pesticidtyper til delindikatorerne for afdrift til vandhuller/søer (overfladevand) for de 500 kvadrater

◆ Fungicider ■ Herbicider ▲ Insekticider ■ Væksthæmmere



Figur 4.7
Relative bidrag fra de enkelte pesticidtyper til summen over alle 500 kvadrater af de enkelte delindikatorer

Fungicider Herbicider Insekticider Væksthæmmere

Selvom pesticiderne således bidrager i forskelligt omfang til de enkelte delindikatorer, er der dog nogle pesticider, der har væsentlig indflydelse på en række af delindikatorerne. Tabel 4.8 angiver de 10 vigtigste pesticider, der

umiddelbart har størst indflydelse på flest delindikatorer. Disse er fundet ved for hver delindikator at udpege de 20 pesticider, der kvantitativt har bidraget mest til delindikatoren. Ud fra den herved dannede liste over pesticider, er de 10 pesticider, der har vist sig at have væsentlig indflydelse på det største antal delindikatorer, fundet.

Tabel 4.8
Kritiske pesticider. + indikerer væsentlig indflydelse på delindikator. Pesticidtypen er endvidere angivet ved farvekode: **herbicid**, **fungicid**, **insekticid**

Pesticid	Delindikator																	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
Prosulfocarb	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Pendimethalin	+	+	+	+		+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Mancozeb	+	+	+	+			+			+	+	+	+	+	+	+	+	+
Azoxystrobin		+	+	+			+			+	+	+	+	+	+	+	+	+
Glyphosate	+	+	+	+		+	+		+				+	+	+	+	+	+
Metamitron	+	+	+	+		+	+	+		+	+		+	+		+	+	
Bromoxynil	+	+	+	+		+	+			+		+	+		+	+		+
Esfenvalerate)*	+		+		+		+				+	+	+	+	+	+	+	+
Fenpropimorph	+	+	+	+			+			+			+	+	+	+	+	+
Cypermethrin	+		+		+		+	+			+	+		+	+		+	+

* Er ikke i brug mere

4.7 Følsomhedsanalyse

Der er foretaget en følsomhedsanalyse af PestNaB. Formålet med følsomhedsanalysen er, at:

- analysere PestNaB's følsomhed i forhold til kritiske data, såsom pesticidernes toksicitet, afstand til natur og mængde af natur
- udpege de mest kritiske parametre, der skal bestemmes med størst mulig præcision, samt at vurdere med hvilken præcision dataene skal bestemmes
- analysere hvorvidt udsagnet, at PestNaB udviser en fornuftig følsomhed over for de valgte tiltag til reduktion af naturbelastningen fra pesticidanvendelsen, kan betragtes som velbegrundet.

Tabel 4.9 angiver de scenarier, der er anvendt til følsomhedsanalysen.

Tabel 4.9

Beskrivelse af de scenarier, der er anvendt i følsomhedsanalysen. Scenarium 1 er basisscenariet, som de øvrige scenarier sammenlignes med.

Scenarium#	Beskrivelse	Formål
1	Arealanvendelse 2007 Salg af pesticider i 2007 Pesticiddata, som modtaget fra DMU	Anvendes som reference for samtlige beregninger. De pesticider (og typer), der umiddelbart har den største indflydelse på PestNaB, vil blive identificeret (kritiske pesticider).
2	Arealanvendelse 2007 10%, 20% og 50% reduktion i pesticidforbruget Pesticiddata, som modtaget fra DMU	Undersøgelse af PestNaB's følsomhed over for pesticidforbruget
3	Arealanvendelse 2007 Selektiv reduktion i forbruget af de kritiske pesticider (de 10 mest kritiske pesticider fjernet) Pesticiddata, som modtaget fra DMU	Supplerende undersøgelse af PestNaB's følsomhed over for pesticidforbruget
4	Arealanvendelse 2007 Salg af pesticider i 2007 Pesticiddata, som modtaget fra DMU, men hvor der laves variationer på toksicitetsværdierne	Undersøgelse af, hvor følsom PestNaB er over for pesticiddataene
5	Arealanvendelse 2007 Selektiv reduktion i forbruget af hhv. herbicider, insekticider, fungicider og vækstregulerende midler Pesticiddata, som modtaget fra DMU	Supplerende undersøgelse af PestNaB's følsomhed over for pesticidforbruget
6	Arealanvendelse 2007, hvor afstanden til natur øges. Salg af pesticider i 2007 Pesticiddata, som modtaget fra DMU	Undersøgelse af, hvor stor betydning en sprøjtezone har på PestNaB
7	Selektivt beregnede rangstyrker, hvor kvadraterne er opdelt i: 1)Kvadrater med 75-100% natur 2)Kvadrater med 50-75% natur 3)Kvadrater med 25-50% natur 4)Kvadrater med 0-25% natur Salg af pesticider i 2007 Reference scenarium: 50% af pesticidforbruget i 2007 Pesticiddata, som modtaget fra DMU	Undersøgelse af, hvor følsom PestNaB er over for arealanvendelsen
8	Reduktion hhv. forøgelse af landbrugsarealet med 5%	Undersøgelse af, hvor følsom PestNaB er over for arealanvendelsen
9	Arealanvendelse 2001 Salg af pesticider i Pesticiddata, som modtaget fra DMU	Undersøgelse af, hvor følsom PestNaB er over for arealanvendelsen

Tabel 4.10 giver en oversigt over beregningsresultaterne. Det fremgår af tabellen, at

- ***PestNaB viser en fornuftig følsomhed ved ændringer i pesticidforbruget***
Ved sammenligning mellem scenarium 2 (50%, 20%, 10% reduktion i pesticidforbruget) er de beregnede rangstyrker for alle delindikatorer på mellem -0,3 (50% reduktion) og -0,05 (10% reduktion), hvilket indikerer en reduktion i naturbelastningen ved reduktion i

pesticidforbruget. Rangstyrken for de forskellige beskyttelseskategorier udviser tilsvarende følsomhed over for en reduktion i pesticidforbruget. Mest følsom er delindikatoren for de terrestriske kantbiotoper.

- ***PestNaB er følsom over for fjernelse af de mest kritiske pesticider***
Ved sammenligning mellem scenarium 3 (fjernelse af de mest kritiske pesticider – se tabel 4.8) og scenarium 1 beregnes en rangstyrke for alle delindikatorer på -0,29. Rangstyrken for de forskellige beskyttelseskategorier udviser tilsvarende følsomhed over for en fjernelse af de mest kritiske pesticider. Mest følsom er delindikatoren for overfladevand.
- ***PestNaB er kun lidt følsom over for mindre ændringer (samme størrelsesorden) af toksicitetsværdierne for de mest kritiske pesticider***
PestNaB er robust over for mindre usikkerheder på bestemmelse af toksiciteten af pesticiderne. Ved sammenligning mellem scenarium 4 (11% forøgelse i toksicitetsværdierne hhv. 10% reduktion i toksicitetsværdierne) ændres rangstyrken både for alle delindikatorer og for de enkelte beskyttelseskategorier kun lidt, da rangstyrken numerisk set er under 0,05. Ved en reduktion i toksicitetsværdierne (dvs. forøgelse af giftigheden) vises som forventet en lidt større pesticidbelastning (negativ rangstyrke) og ved en forøgelse i toksicitetsværdierne vises en mindre pesticidbelastning (positiv rangstyrke).
- ***Rangstyrken er mest følsom over for ændringer i forbruget af herbicider og insekticider***
Ved sammenligning mellem scenarium 5 (fjernelse af henholdsvis insekticider, herbicider, fungicider og vækstregulatorer) og scenarium 1 beregnes en rangstyrke for alle delindikatorer på mellem -0,01 (vækstregulatorer), -0,07 (fungicider), -0,30 (insekticider) og -0,37 (herbicider). Rangstyrken for de forskellige beskyttelseskategorier udviser tilsvarende følsomhed over for en fjernelse af de forskellige pesticidtyper. Mest følsom er delindikatoren for markfladen efterfulgt af de terrestriske kantbiotoper.
- ***PestNaB (alle beskyttelseskategorier) er følsom over for en introduktion af sprøjtefri zoner***
Delindikatorerne for især kantbiotoperne udtrykker en stor følsomhed for introduktion af sprøjtefri zoner. Ved sammenligning mellem scenarium 6 (introduktion af sprøjtezone på hhv. 10 m, 20 m og 50 m for alle pesticider) og modificeret scenarium 1 (2007 men uden at tage højde for pålagte afstandskrav til vandmiljø for visse pesticider) beregnes en rangstyrke for alle delindikatorer på mellem 0,10 (10 m sprøjtezone) og 0,28 (50 m sprøjtezone). Rangstyrken for de forskellige beskyttelseskategorier udviser ligeledes en følsomhed over for introduktion af en sprøjtezone. Mest følsom er delindikatoren for de terrestriske kantbiotoper, som viser stor følsomhed over for introduktion af sprøjtefri zoner.
- ***Rangstyrken beregnet for kvadrater med meget natur er tilsyneladende mindre følsom over for en ændring i pesticiddoseringen end rangstyrken beregnet for kvadrater med lidt natur***
Ved sammenligning mellem scenarium 7, hvor kvadraterne er delt op i fire grupper efter den brøkdelt af areal, der ikke er dyrket, og et modificeret scenarium 1 (2007, 50% af dosis antaget) beregnes en rangstyrke for alle delindikatorer på mellem 0,21 (75-100% uopdyrket

land), 0,45 (50-75% uopdyrket land), 0,50 (25-50% uopdyrket land) og 0,52 (mindre end 25% opdyrket land). Dette er primært et udtryk for, at der anvendes større mængder pesticid, jo større landbrugsareal. Rangstyrken for de forskellige beskyttelseskategorier udviser en tilsvarende følsomhed.

- ***PestNaB viser en fornuftig følsomhed over for ændringer i landbrugsarealet***
Ved sammenligning mellem scenarium 8 (5% reduktion i landbrugsarealet hhv. 5% forøgelse) og scenarium 1 (2007) beregnes en rangstyrke for alle delindikatorer på mellem 0,03 (5% reduktion i landbrugsarealet) og -0,02 (5% forøgelse i landbrugsarealet). Rangstyrken for de forskellige beskyttelseskategorier udviser en tilsvarende følsomhed over for ændringer i landbrugsarealet.
- ***PestNaB viser reduceret naturbelastning ved reduktion af landskabselementerne***
Ved sammenligning mellem scenarium 9 (pesticidanvendelse som i 2007 men med naturen for 2001) og scenarium 1 (2007) beregnes en rangstyrke for alle delindikatorer på -0,04. Det skal tilføjes, at 2001 tilsyneladende har mere natur end 2007 (5% målt som samlet dyrket areal tæt på (2-5 m) landskabselementerne), hvorfor den negative rangstyrke afspejler det forhold, at introduktion af mere natur ifølge PestNaB resulterer i en større belastning af naturen. Rangstyrken for de forskellige beskyttelseskategorier udviser en tilsvarende følsomhed over for ændringer i landbrugsarealet.

Tabel 4.10

Beregnete rangstyrker ved sammenligning af scenarium 1 (Referencescenarium = 2007) med en række forskellige scenarier (scenarium 2 – scenarium 9)

Scenarium	Reference-scenarium	Alle delindikatorer	Markfladen	Terrestriske kantbiotoper	Overfladevand
Scenarium 2: • 50% reduktion i pesticidforbrug • 20% reduktion i pesticidforbrug • 10% reduktion i pesticidforbrug	Scenarium 1 (2007)	-0,30 -0,10 -0,05	-0,38 -0,13 -0,07	-0,40 -0,14 -0,07	-0,30 -0,11 -0,05
Scenarium 3: Fjernelse af kritiske pesticider	Scenarium 1 (2007) Pesticiddata fra DMU	-0,29	-0,30	-0,37	-0,40
Scenarium 4: • 11% forøgelse i toksicitetsværdierne • 10% reduktion i toksicitetsværdierne	Scenarium 1 (2007) Pesticiddata fra DMU	0,02 -0,03	0,02 -0,02	0,03 -0,03	0,03 -0,03
Scenarium 5: scenarium 1 minus: • insekticider • herbicider • fungicider • vækstregulatorer	Scenarium 1 (2007)	-0,30 -0,37 -0,07 -0,01	-0,43 -0,46 -0,04 -0,04	-0,40 -0,44 -0,01 -0,00	-0,20 -0,36 -0,15 -0,00
Scenarium 6: • sprøjtezone (alle pesticider): 10 m • sprøjtezone (alle pesticider): 20 m • sprøjtezone (alle pesticider): 50 m	Scenarium 1 (2007) Ingen sprøjtezone	0,10 0,17 0,28	0,04 0,11 0,31	0,25 0,42 0,65	0,03 0,05 0,13
Scenarium 7: • kvadrater med 75-100% natur • kvadrater med 50-75% natur • kvadrater med 25-50% natur • kvadrater med 0-25% natur	Scenarium 1 (2007) 50% dosis	0,21 0,45 0,50 0,52	0,25 0,71 0,80 0,90	0,26 0,68 0,70 0,72	0,22 0,48 0,56 0,65
Scenarium 8: • 5% reduktion af landbrugsarealet • 5% forøgelse af landbrugsarealet	Scenarium 1 (2007)	0,03 -0,02	0,03 -0,03	0,04 -0,03	0,03 -0,02
Scenarium 9: Scenarium 2007 med 2001 natur	Scenarium 1 (2007)	-0,04	-0,03	-0,03	-0,06

4.8 Opsummeringer

Den udførte kvantitative analyse af PestNaB gav følgende resultater:

- Rangstyrken (alle delindikatorer) ændrer ikke fortegn ved ændring i aggregeringsprincipperne, dvs. konklusionerne på sammenligningerne vil være de samme.
- En introduktion af modificerede acceptniveauer giver ikke væsentligt forskellige beregnede rangstyrker. Rangstyrken (alle beskyttelseskategorier) ændres kun lidt, hvis der inden for hver beskyttelseskategori accepteres en konflikt i sammenligningen mellem to kvadrater.
- Rangstyrken (overfladevand) ændres dog væsentligt, hvis den højeste toksicitet anvendes i sammenligningerne som alternativ til at sammenligne for hver enkelt organisme (alger, invertebrater, fisk). Dette kan i princippet også overføres til de andre beskyttelseskategorier, men det kræver dog som minimum en reformulering af delindikatorerne for markfladen.
- Rangstyrken påvirkes kun i mindre omfang som følge af mindre ændringer i acceptniveauet. Med et acceptniveau på fx 50% forstås, at hvis værdierne af de delindikatorer, der sammenlignes, varierer med mindre end 50% fra hinanden, tages de ikke med i sammenligningerne.
- Der er ikke en negativ korrelation mellem de enkelte delindikatorer. En del af delindikatorerne viser stort set det samme, og nogle af dem kan i princippet undværes; fx er det vist, at afdrift til vandhuller henholdsvis afdrift til vandløb stort set viser det samme, og at det måske er tilstrækkeligt alene at kigge på afdrift til overfladevand.
- Analysen viste endvidere, at PestNaB ikke nødvendigvis vil føre til samme konklusioner vedrørende pesticidbelastningen som behandlingshyppigheden.
- PestNaB viser fornuftig følsomhed ved realistiske ændringer i pesticidforbruget i Danmark.
- PestNaB afspejler tydeligt fjernelse af de mere kritiske pesticider.
- Rangstyrken er mest følsom over for ændringer i forbruget af herbicider og insekticider.
- PestNaB er kun lidt følsom over for mindre ændringer (samme størrelsesorden) af toksicitetsværdierne for de mest kritiske pesticider, dvs. PestNaB er robust over for mindre usikkerheder på bestemmelse af pesticidernes toksicitet.
- PestNaB er følsom over for en introduktion af sprøjtefrie zoner, dvs. den forudsiger et fald i belastningen på naturen som følge af en introduktion af sprøjtefrie zoner. Mest følsom er delindikatoren for de terrestriske kantbiotoper, som viser stor følsomhed over for introduktion af sprøjtefrie zoner.
- Rangstyrken, beregnet for kvadrater med meget natur, er tilsyneladende mindre følsom over for en ændring i pesticiddoseringen end rangstyrken beregnet for kvadrater med lidt natur.

- Rangstyrken, beregnet for kvadrater med lille dyrket areal, er mindre følsom over for en ændring i pesticiddoseringen end kvadrater med stort dyrket areal
- PestNaB er følsom over for ændringer i landbrugsarealet og ændringer i naturen.
- introduktion af mere natur resulterer i en større belastning af naturen ifølge PestNaB.

5 Diskussion

Formålet med dette projekt er som tidligere nævnt at vurdere PestNaB's troværdighed og egnethed som indikator for pesticidbelastning. Dette er udført ved at foretage en evaluering af beregningsmetoder, datagrundlaget i PestNaB samt følsomhed og usikkerhed.

5.1 Forudsætninger og beregningsmetoder

PestNaB er en anden type indikator end behandlingshyppigheden, der i mange år har været anvendt i Danmark som mål for pesticidforbruget og som miljøindikator. Behandlingshyppigheden kan betragtes som et mål for antal "toksicitetsdoser" eller "mængde pesticid spredt" – målt med målorganismerne (ukrudt, svampe, skadedyr). I PestNaB kombineres et mål for "mængde pesticid spredt" – målt med ikke-målorganismer med et mål for eksponering af de forskellige landskabselementer. Herved giver PestNaB mulighed for et mere realistisk mål for miljøbelastningen som følge af pesticidanvendelsen. Konsekvensen af dette er bl.a., at hvis der introduceres mere natur i Danmark, vil PestNaB angive en større pesticidbelastning af naturen, selvom der reelt ikke sprøjtes mere på markerne.

PestNaB bruger rangordning som primær metode, dvs. den sammenligner konsekvent to scenarier med hinanden, og angiver, hvorvidt det ene scenarium medfører en større naturbelastning end det andet. Dette betyder, at PestNaB kun kan bruges til at indikere ændringer i belastningen af naturen og ikke bruges til at indikere, om pesticider reelt forårsager effekter på naturen. Det er således heller ikke muligt at verificere PestNaB ved sammenligning af beregningsresultater med aktuelle målinger. Den eneste verificering af PestNaB, der kan foretages, er en opgørelse af, hvorvidt den reelt prioriterer de forskellige scenarier i den forventelige rækkefølge. Der er udført en del beregninger (se kapitel 4.7), hvor forskellige scenarier er sammenlignet. Det er vist, at PestNaB umiddelbart kommer ud med de forventede prioriteringer, når der kigges på pesticidforbruget, pesticidernes giftighed, introduktion af sprøjtefri zoner, fjernelse af de mest belastende pesticider, nedsættelse af behandlingshyppigheden samt ændringer i arealanvendelsen.

PestNaB er bl.a. baseret på GIS-informationer, hvor Danmark er inddelt i et stort antal kvadrater (ca. 41.700), der hver har en størrelse på 100 ha. Hvert kvadrat er bl.a. karakteriseret ved nærhed til landskabselementer (levende hegn, vandløb, søer og vandhuller) og pesticidforbrug. PestNaB kræver deruden også viden om de pesticidmængder, der sprøjtes ud på de enkelte markflader.

Belastningen af det enkelte kvadrat beskrives ved anvendelse af i alt 18 delindikatorer, som hver især beskriver et forhold mellem en eksponering og en toksicitet. Den samlede delindikator for et kvadrat beregnes ved at summere over alle de pesticider, der anvendes i kvadratet. Der tages følgelig ikke hensyn til eventuelle kombinationseffekter af pesticiderne anvendt i samme kvadrat. Endvidere tages der ikke hensyn til, at pesticiderne ikke nødvendigvis udbringes på samme tidspunkt. Endelig tages der heller ikke hensyn til, at et fx en kantbiotop kan modtage pesticider fra flere kvadrater.

For at udnytte de mange GIS-data fuldt ud ville det give et mere realistisk udtryk for belastningen, hvis det aktuelle forbrug af pesticider, jordbundstype og detaljerede oplysninger om miljøtilstand i den omliggende natur (klassificering) kunne indgå i PestNaB-beregningerne. Ved at inddrage detaljerede og præcise oplysninger om forbrug af pesticider, jordbundstype mm. vil PestNaB afgørende kunne forbedre vurderingen af de enkelte biotopers eksponering for pesticider.

PestNaB er baseret på gældende principper for miljørisikovurdering af kemikalier, dvs. på eksisterende metoder til vurdering af, hvorvidt et kemikalie muligvis vil have effekter på miljøet. PestNaB udtrykker - på tilsvarende måde som i miljørisikovurderingen - belastningen som et forhold mellem et mål for eksponeringen og et mål for toksiciteten. Belastningen af naturen er således antaget at stige, når forholdet mellem eksponeringen og toksiciteten stiger. Disse forhold kan ikke anvendes til at vurdere, hvorvidt pesticidanvendelsen reelt vil give anledning til effekter i miljøet eller ej.

De eksisterende metoder til miljørisikovurdering af kemikalier har deres begrænsninger, bl.a. som følge af begrænset viden om interaktioner mellem natur og kemikalier og om følgevirkninger som følge af effekter på visse landskabselementer. PestNaB vil derfor i sagens natur være begrænset af den aktuelle viden på området.

PestNaB er formuleret som en fleksibel indikator. Det vil sige, at det på mange måder er nemt at tilføje nye eller fjerne eksisterende delindikatorer for pesticiders belastning af naturen, så længe de nødvendige data er tilgængelige. I det omfang der er tilgængelig ny viden om mulige effekter på naturen grundet pesticidforbrug, er det nemt at implementere den nye viden i PestNaB.

Betydningen af ændringer i beregningsgrundlaget for hver enkelt delindikator, som indgår i PestNaB, lader sig let undersøge ved sammenligning mellem to scenarier, hvor den eneste forskel er den parameter, der ønskes vurderet. Man kan fx undersøge, om belastningen af fiskene i vandløbene er blevet mindre, eller mere generelt om naturen omkring markerne er blevet mindre belastet med pesticider. PestNaB kan således anvendes til at analysere betydningen af eventuelle tiltag til reduktion af pesticidernes miljøbelastning.

Man kan derfor ved en beslutningstagning vedrørende en eventuel handlingsplan om håndtering af pesticider ikke nøjes med alene at kigge på den samlede rangstyrke – man må også kigge på eventuelle modsatrettede belastninger for en eller flere af indikatorgrupperne.

PestNaB har fokus på markerne og den omgivende natur, som i PestNaB er delt op i terrestriske kantbiotoper og overfladevand. Andre landskabselementer, som fx grundvand, sediment og luft, er ikke inkluderet. Dette kan bl.a. begrundes i, at tilstrækkelig viden, og ikke mindst data om pesticiders mulige effekter i sediment og luft, ikke er tilgængelige. Belastning af grundvandet er et potentielt fokusområde, og det har også høj prioritet i forbindelse med godkendelse af pesticider. Markfladen vil blive eksponeret direkte som følge af pesticiddoseringen. De terrestriske kantbiotoper og overfladevand er antaget at blive eksponeret ved afsætning som følge af afdrift. Endvidere er drænudvaskning til overfladevand taget i betragtning.

Afsætningen er antaget uafhængig af afgrødetypen, hvilket ikke er helt i overensstemmelse med aktuelle målinger. Der er således påvist en betydelig afhængighed mellem afsætning og både afgrødetype og vækststade.

Drænudvaskningen er i PestNaB ikke vægtet i forhold til afstand til den behandlede mark og heller i forhold til pesticidernes nedbrydelighed. Det eneste forhold, der er taget i betragtning, er pesticidets binding til jord, hvor drænudvaskningen - i overensstemmelse med viden på området - er antaget at falde jo mere pesticidet bindes til jordmatricen.

Drænudvaskningen er endvidere antaget at være uafhængig af jordtype, hvilket ikke er i overensstemmelse med den nuværende viden, hvor det vides, at drænudvaskningen typisk er lav eller ikke eksisterende i de sandede jorde, hvor vandet i stedet siver ned til grundvandet, og høj i de mere lerede jorde, der er dræned.

PestNaB redegør ikke for den samlede belastningen af hele naturen. Der er udvalgt nogle organismer, som er særligt relevante i forhold til en karakterisering af pesticidernes naturbelastning både når der ses på direkte og indirekte effekter.

Generelt er det som minimum relevant at vurdere følgende fire typer belastninger fra pesticiderne på naturen:

1. Direkte belastninger

PestNaB tager følgende belastninger i betragtning: orme på markfladen, bier på markfladen og de terrestriske kantbiotoper, planter og andre leddyr på de terrestriske kantbiotoper samt alger, invertebrater og fisk i overfladevand. Alene akutte toksicitetsdata anvendes til karakterisering af de direkte belastninger. De udvalgte organismer dækker de mest relevante organismegrupper for de forskellige delmiljøer, bortset fra at eventuelle belastninger på mikroorganismer i jorden og eventuelt i overfladevand ikke er medtaget i PestNaB.

2. Indirekte belastninger, som følge af at fødegrundlaget for andre organismer påvirkes

Kun effekter på fødegrundlaget i markfladen er taget i betragtning, hvilket vurderes at være acceptabelt, da markfladen modtager den højeste eksponering og pesticidmængde. Disse belastninger er opgjort som behandlingshyppigheden for hhv. herbicider og insekticider. Bidraget fra fungicider indgår imidlertid ikke, og dette bidrag kan have betydning for de afgrødetyper, der behandles med fungicider.

3. Ophobning i naturen og i organismer

PestNaB tager ikke hensyn til en eventuel ophobning af pesticiderne i naturen og organismerne. Nogle pesticider nedbrydes så langsomt, at pesticiderne vil være til stede i jordmiljøet i en længere periode og kunne ophobes i andre organismer, hvor langtidseffekter ikke kan udelukkes.

4. Sekundær forgiftning som følge af, at organismer, fx pattedyr og fugle, spiser organismer, fx regnorm og insekter, der har ophobet pesticider

PestNaB tager eventuel sekundær forgiftning af pattedyr og fugle ved indtagelse af fødeobjekter fra markfladen i betragtning. Dog redegør PestNaB ikke for, at nogle pesticider har større tendens til at blive ophobet i fødegrundlaget end andre. Derved kan en ophobning af pesticider i orme forårsage langtidseffekter på de organismer, der spiser dem.

PestNaB redegør ikke på nogen måde for eventuelle langtidseffekter fra pesticidanvendelsen, da den hverken tager hensyn til ophobning i naturen og organismerne eller inkluderer eventuelle kroniske effekter. Ved ukritisk anvendelse af PestNaB er der således en risiko for, at pesticider, som nedbrydes langsomt i naturen, og som har mulige langtidseffekter, ikke bliver prioriteret højt nok i forbindelse med udarbejdelse af en pesticidhandlingsplan.

5.2 Datagrundlaget i PestNaB

Traditionelt anvendes laboratorietest med enkelte arter til vurdering af mulige effekter på miljøet. Der er udarbejdet standarder for udførelse af disse test, ligesom der er udpeget organismegrupper, som er relevante for vurderingerne. PestNaB antager, i overensstemmelse med principperne for miljørisikovurderinger, at resultater fra økotoksikologiske test på enkelte arter kan anvendes til at forudsige belastningen på økosystemniveau. Det er i denne sammenhæng meget vigtigt, at de anvendte testorganismer er repræsentative og relevante i forhold til det økosystem, der betragtes. Det er vurderet, at de udvalgte organismer er relevante. Dog mangler mikroorganismene til vurdering af belastningen på markfladen og eventuelt i overfladevand.

For de pesticider, der indgår i PestNaB, er datagrundlaget tilfredsstillende for fugle, pattedyr, regnorme, bier, alger, krebsdyr og fisk (datadækning på mellem 83 og 96%), hvorimod datagrundlaget for andre leddyr (datadækning 19%) og vilde planter (datadækning 26%) er utilstrækkeligt. På denne baggrund bør det overvejes, om andre leddyr og vilde planter i kantbiotoper overhovedet skal indgå i PestNaB, eller hvordan datagrundlaget kan forbedres for disse grupper. Sammenfattende må det konstateres at det nuværende datagrundlag i PestNaB er utilstrækkeligt til vurdering af belastning af andre leddyr, vilde planter, økosystemer og for kombinationseffekter.

PestNaB beregner den arealmæssige anvendelse af pesticider ud fra data om det samlede salg af de enkelte pesticider i Danmark, afgrødetypefordelingen i Danmark samt viden om hvilke midler, der typisk anvendes på de forskellige afgrøder og deres dosering. Afgrødetyperne i den eksisterende version af PestNaB er således direkte relateret til bekæmpelsesmiddelstatistikens hovedafgrøder (10 forskellige). Anvendelsen af salgstal i stedet for forbrugstal er en meget væsentlig begrænsning i anvendeligheden af PestNaB, da dette for en del pesticider ikke giver et korrekt billede af, hvor i Danmark pesticiderne reelt anvendes. Informationer om hvor meget pesticid, der anvendes på de enkelte marker, er dog til stede i sprøjtejournalerne. Adgang til fx sprøjtejournaler ville således kunne give en stærkt forbedret viden om, hvad der udbringes på de enkelte marker og give en mere præcis information om eksponeringen af landskabselementerne for pesticider.

I PestNaB er landskabselementernes placering kategoriseret på basis af Kort- og Matrikelstyrelsens kortværk (betegnet som Kort 10), der er lavet ud fra flyfoto. Da landskabselementerne (dige, levende hegn, trægruppe, skov, hede, vådområde, sø og vandløb, fortidsminder) er meget vigtige for PestNaB kan det være kritisk, hvis kortgrundlaget ikke er opdateret. Det skal bemærkes, at det nuværende kortgrundlag er fra 2002-2006. Det er derfor muligt, at ændringer i landskabselementerne – f.eks. oprettelse eller nedlæggelse af levende hegn – vil blive afspejlet i PestNaB med forsinkelse.

5.3 Følsomhed og usikkerhed

Analyserne beskrevet i kapitel 4 har vist, at PestNaB overordnet kan karakteriseres som en robust indikator, der ikke er meget følsom over for mindre ændringer i datagrundlaget.

Den kvantitative analyse, som er beskrevet i kapitel 4, viser, at PestNaB kan afspejle konsekvensen af belastningen på naturen som følge af realistiske ændringer i pesticidforbruget i Danmark, fjernelse af de mest kritiske pesticider, og introduktion af sprøjtefri zoner. PestNaB er kun lidt følsom over for mindre ændringer af toksicitetsværdierne (inden for samme størrelsesorden) for de mest kritiske pesticider, hvilket gør PestNaB robust over for mindre usikkerheder på bestemmelse af pesticidernes toksicitet. Det er også vist, at PestNaB konkluderer en større belastning af naturen, hvis der introduceres mere natur i Danmark og pesticidforbruget holdes konstant (eller øges).

Rangstyrken beregnet for kvadrater med lille landbrugsareal er tilsyneladende mindre følsom over for en ændring i pesticiddoseringen end rangstyrken beregnet for kvadrater med stort landbrugsareal. Det vil sige, at en ændring i behandlingshyppigheden for alle pesticidtyper primært vil slå igennem for de kvadrater med udvidet landbrugsareal.

I den fuldt aggregerede form er PestNaB en konservativ indikator, sådan forstået, at en eventuel reduktion af belastning af vandmiljøet ikke nødvendigvis vil afspejle sig i indikatorværdien. Det er først, når den ændrede adfærd har reduceret belastningen for alle delindikatorer, at forandringen vil slå markant igennem.

PestNaB er en kompleks indikator, hvor mange forhold inddrages, og derfor vil resultaterne ikke altid være lette at fortolke. For eksempel kan en faldende belastning ifølge PestNaB både skyldes et mindre forbrug af pesticider, anvendelse af mindre toksiske pesticider eller forekomst af mindre natur. Et eksempel på dette forhold er fremhævet i tabel 5.1, der er baseret på resultater fra det foregående kapitel. Her er data for 2007 (BH=2,51) sammenlignet med en teoretisk målsætning for 2007 (BH=2,18) med data for 2007 for arealanvendelsen og salg af pesticider, samt informationer om natur, som dog er hentet fra 2001. En lavere behandlingshyppighed viser som forventet en lavere naturbelastning. Men det interessante er, at anvendelse af informationer om naturen for 2001 samt salget af pesticidforbruget i 2007 numerisk set giver stort set de samme rangstyrker som en ændring i behandlingshyppigheden. Dette viser, at både ændret pesticidforbrug og ændret natur resulterer i stort set de samme ændringer i naturbelastningen, når den "måles" med PestNaB.

Anvendelsen af PestNaB i forbindelse med fastlæggelse af pesticidpolitiske målsætninger og handlingsplaner og overvågning af udviklingen af pesticidforbrug og naturbelastning kan ikke stå alene men bør indgå i en bredere vurdering af pesticidforbrug og naturbelastning.

PestNaB kan umiddelbart anvendes som et redskab til analyse af betydningen af eventuelle tiltag til reduktion af pesticidernes akutte naturbelastning, idet parametrene kan ændres enkeltvis.

Tabel 5.1

Beregnete rangstyrker for de 500 tilfældigt udvalgte kvadrater. Scenarium 1 svarer til arealanvendelse, natur og pesticidforbrug i 2007. En positiv værdi indikerer, at naturbelastningen er størst for forholdene i 2007 (Scenarium 1).

Scenarium 2	Scenarium 1: Arealanvendelse, natur og salg af pesticider i 2007 (BH=2,51)			
	Samlet (alle delindikatorer)	Beskyttelses kategorier		
		Markflade	Terrestrisk natur uden for markflade	Vandmiljø
Målsætning 2007 (BH=2,18)	0,04	0,09	0,04	0,06
Arealanvendelse, natur for 2001 og salg af pesticider i 2007	-0,04	-0,03	-0,03	-0,06

6 Konklusion

PestNaB bruger rangordning som primær metode, dvs. PestNaB sammenligner konsekvent to scenarier med hinanden og angiver, hvorvidt det ene scenarium medfører en større naturbelastning end det andet. Dette betyder, at PestNaB kan bruges til at indikere ændringer i belastningen af naturen. Derimod giver PestNaB ikke svar på, om anvendelsen af pesticider medfører uønskede effekter på naturen, fordi datagrundlaget er baseret på data fra laboratorietest med enkelte arter, som ofte langt fra er repræsentative for de mange forskellige organismer i naturlige miljøer og kun med betydelig usikkerhed kan ekstrapoleres i forbindelse med en risikovurdering af effekter på økosystemniveau.

PestNaB er på de fleste områder baseret på accepterede principper for miljörisikovurdering af kemiske stoffer. PestNaB søger ikke at redegøre for den samlede belastning af hele naturen. PestNaB vurderer naturbelastningen i forhold til nogle udvalgte organismer, som er særligt relevante i forhold til en karakterisering af pesticidernes naturbelastning, både når der ses på direkte og indirekte effekter. Det er endvidere påvist, at PestNaB er robust over for mindre usikkerheder på de data, der anvendes i beregningerne.

De gennemførte analyser indikerer, at beregningsprincipperne i PestNaB resulterer i vurderinger af betydningen af ændringer i pesticidforbrug og arealforhold, der er i overensstemmelse med, hvad man ville forvente. Størrelsesordenen af udsving i den beregnede rangstyrke afspejler desuden graden af ændringer, der er lagt ind i scenarierne. Det skal dog påpeges, at det på nuværende tidspunkt ikke er muligt at verificere PestNaB ved sammenligning af beregningsresultater med aktuelle målinger.

Eksponeringsvurderingen i PestNaB er baseret på de forskellige landskabselementers placering i Kort- og Matrikelstyrelsens kortværk, Kort 10, der er udarbejdet for perioden 2002-2006 (landskabselementer er fx dige, levende hegn, trægruppe, skov, hede, vådområde, sø og vandløb, fortidsminder). I betragtning af, at arealanvendelsen og landskabselementerne ændrer sig fra år til år, kan det være kritisk, hvis oplysninger om landskabselementernes placering ikke er opdateret. Den arealmæssige anvendelse af pesticider beregnes ud fra data for det samlede salg af de enkelte pesticider i Danmark, afgrødetypefordelingen i Danmark, samt viden om hvilke pesticider, der typisk anvendes på de forskellige afgrøder. Information om mængden af pesticider, der anvendes på de enkelte marker, findes dog i sprøjtejournalerne. Adgang til sprøjtejournaler ville således kunne give en stærkt forbedret viden om, hvilke pesticider og hvilke mængder, der anvendes på markerne. Derved kan opnås en mere præcis viden om eksponeringen af landskabselementerne med pesticider.

Resultaterne, der opnås ved brug af PestNaB, kan være vanskelige at fortolke for ikke-specialister. For eksempel vil delindikatorer i PestNaB ikke nødvendigvis pege i samme retning og en reduceret belastning kan både være resultatet af mindre anvendte mængder af pesticider, anvendelse af mindre toksiske pesticider og forekomst af mindre natur eller en kombination af disse parametre.

Anvendelsen af PestNaB i forbindelse med fastlæggelse af pesticidpolitiske målsætninger og handlingsplaner og overvågning af udviklingen af pesticidforbrug og naturbelastning kan ikke stå alene men bør indgå i en bredere vurdering af pesticidforbrug og naturbelastning.

PestNaB kan umiddelbart anvendes som et redskab til analyse af betydningen af eventuelle tiltag til reduktion af pesticidernes akutte naturbelastning, idet de enkelte parametre kan ændres enkeltvis.

7 Litteratur

Det generelle Landbrugsregister:

ECHA (2008). Det Europæiske Kemikalie Agentur (<http://echa.europa.eu/>)

Kjær, C., P.B. Sørensen, P. Kudsk & L.N. Jørgensen (2007): "Indikatoren behandlingshyppighed (BH) som mål for pesticidbehandlingens miljøbelastning". Rapport til Fødevareministeriet og Miljøministeriet.
http://www.fvm.dk/Files/Files/Nyheder/Udredning_om_BH_DOK289420.pdf
En engelsk udgave af rapporten er at finde på
<http://circa.europa.eu/Public/irc/dsis/pip/library?>

Kjær, C., P.B. Sørensen, P. Kudsk, L.N. Jørgensen, J.E. Ørum, M. Stjernholm & S. Gyldenkerne (2008): "Indikator for pesticiders belastning af naturen" (PestNaB). Miljøprojekt 1248, 2008. Miljøstyrelsen.
<http://www2.mst.dk/udgiv/publikationer/2008/978-87-7052-831-3/pdf/978-87-7052-832-0.pdf>

KMS (2009): www.kms.dk

Miljøstyrelsen (2009a): Bekæmpelsesmiddelstatistik 2008. Revideret 11. september 2009. Orientering fra Miljøstyrelsen Nr. 4, 2009.12.14.

Miljøstyrelsen (2009b): "Rammer for miljømæssig vurdering af plantebeskyttelsesmidler", seneste opdateret 27. marts 2009

Reddersen, J., S. Elmholt & S. Holm (1998): Indirect effects of fungicides and herbicides on cereal field arthropods. Response to treatment-induced variations in leaf fungi and weeds in winter wheat 1994–1995. Pesticides Research 44. Miljøstyrelsen.

Regeringsgrundlaget 2007: 'Et grønt Danmark: Mere natur og bedre miljø' under overskriften 'Mindre pesticidforbrug'

8 Ordliste

Aggregeret indikator	Samling af delindikator
Akut	Akutte effekter/belastninger beskriver kun effekter/belastninger som følger kort tid efter en eksponering
Arealanvendelse	Betegnelse for såvel landskabselementernes fordeling i landskabet som for afgrødetypefordelingen på de enkelte marker
Behandlingshyppighed (BH)	Behandlingshyppighed har i en årrække været anvendt som mål for pesticidbehandlings miljøbelastning og udtrykker hyppighed af behandling. Den beregnes som forholdet mellem den anvendte mængde pesticid og en fastsat standarddosering.
Behandlingsindeks (BI)	Behandlingsindeks udregnes som forholdet mellem den anvendte mængde pesticid og en fastsat standarddosering. Behandlingsindekset er således det samme som behandlingshyppigheden.
Belastningstal (BT)	Belastningstallet er forholdet mellem den anvendte mængde pesticid og en toksicitetsparameter.
Bioakkumulering	Ophobning af pesticider i organismer
Delindikator	Indikator i forhold til hvor belastningen opstår.
DPSIR	Generel model der tager højde for en række koblinger i samspillet mellem miljøtilstanden (States), de menneskeskabte påvirkninger (Pressures) og de bagvedliggende direkte og indirekte drivkræfter (Driving forces) samt miljømæssige målsætninger og tiltag (Responses) for at imødegå uønskede konsekvenser og forandringer (Impacts) i miljøtilstanden.
DPSIR-Pressures	Pressures eller miljøpåvirkning opstår som følge af ressourceudvinding, udslip af forurenende stoffer samt anden fysisk påvirkning af miljøet.
DPSIR-Responses	Responses omfatter samfundets reaktioner på ændringer i de øvrige led i kæden.
DPSIR-States	States omfatter de kemiske, fysiske og biologiske tilstande og deres indbyrdes relationer med relevans for et givet system, fx et økosystem, det marine miljø, befolkningen, en landskabstype, en dyreart, en population mv.
EC50	Koncentration, der har effekt på 50% af testorganismerne.
ED50	Dosis, der har effekt på 50% af testorganismerne
GIS	Geographic Information Systems
Indikator	En parameter, som bruges som udtryk for en belastning eller effekt i miljøet.
Indikatorværdi (Rangstyrke)	Indikatorværdien er differencen mellem antallet af sammenligninger.
KMS	Kort- og Matrikelstyrelsen

Kronisk	Kroniske effekter/belastninger beskriver effekter/belastninger, som kan eventuelt følge lang tid efter en eksponering.
LC50	Koncentration, der slår 50% af testorganismerne ihjel
LD50	Dosis, der slår 50% af testorganismerne ihjel.
PestNaB	Pesticiders NaturBelastning
Rangordningskoncept	Specifikation af relationer mellem enheder, således at hver enhed er specificeret højere, lavere eller ligestillet med enhver anden enhed.