



ALTERRA

WAGENINGEN UR

Het bepalen van significante effecten: omgaan met onzekerheden

M.E.A. Broekmeyer
P.F.M Opdam
F.H. Kistenkas

Alterra-rapport 1664 , ISSN 1566-7197



Het bepalen van significante effecten: omgaan met onzekerheden: omgaan met onzekerheden

Het bepalen van significante effecten: omgaan met onzekerheden

M.E.A. Broekmeyer
P.F.M Opdam
F.H. Kistenkas

Alterra-rapport 1664

Alterra, Wageningen, 2008

REFERAAT

Broekmeyer, M.E.A, P.F.M. Opdam en F.H. Kistenkas, 2008. *Het bepalen van significante effecten: omgaan met onzekerheden*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1664. 50 blz.; 7 fig; 27 ref.

Er is sprake van een kans op significante effecten als een activiteit afbreuk doet aan de instandhoudingsdoelstelling van een Natura 2000 gebied. Het vaststellen van significante effecten bestaat uit een effectstudie en een effectbeoordeling. De stappen die horen bij de onderdelen uit dit proces kennen onzekerheden. In dit rapport worden vormen en bronnen van onzekerheid beschreven die optreden bij het bepalen van significante effecten. Tevens wordt ingegaan op strategieën om in de besluitvorming om te gaan met deze onzekerheden. De auteurs concluderen dat het bepalen van significante effecten een samenspel is tussen wetenschap, maatschappij en beleid. Daarbij zijn het expliciet benoemen van onzekerheden en het de wijze hoe ermee om te gaan, bepalend voor de kwaliteit van de besluitvorming.

Trefwoorden: Habitattoets, passende beoordeling, significante effecten, vergunningverlening, Natuurbeschermingswet, instandhoudingsdoelen, dosis-effect relatie

ISSN 1566-7197

Dit rapport is digitaal beschikbaar via www.alterra.wur.nl. Een gedrukte versie van dit rapport, evenals van alle andere Alterra-rapporten, kunt u verkrijgen bij Uitgeverij Cereales te Wageningen (0317 46 66 66). Voor informatie over voorwaarden, prijzen en snelste bestelwijze zie www.boomblad.nl/rapportenservice

© 2008 Alterra

Postbus 47; 6700 AA Wageningen; Nederland

Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: info.alterra@wur.nl

Niets uit deze uitgave mag worden veelevoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Alterra.

Alterra aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Inhoud

Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	11
1.1 Achtergrond	11
1.2 Aanpak vraagstelling en leeswijzer	11
2 Significantie in de praktijk	13
2.1 Wettelijke vereisten en het proces van vergunningverlening	13
2.2 Jurisprudentie	14
2.3 De huidige praktijk	16
2.4 Conclusies	19
3 Bepalen van significante effecten	21
3.1 Het proces	21
3.2 Maatwerk binnen het raamwerk	22
3.3 Vormen van onzekerheid	23
4 Onzekerheden binnen het raamwerk	27
4.1 Vaststellen effecten	27
4.1.1 Onzekerheid in het bepalen van de activiteit(en)	27
4.1.2 Onzekerheid over de dosis-effect relatie	30
4.1.3 Conclusie onzekerheid vaststellen effecten	32
4.2 Vaststellen significantie	33
4.2.1 Onzekerheid over de instandhoudingsdoelen	34
4.2.2 Onzekerheid over de beoordeling van de significantie van het effect	36
4.2.3 Conclusie onzekerheid vaststellen significantie	39
5 Omgaan met onzekerheden	41
5.1 Het voorzorgbeginsel: omgaan met onwetendheid	42
5.2 Risico-management: omgaan met structurele onzekerheid	44
5.3 Besluitvormingsmanagement	46
Literatuur	49

Woord vooraf

Dit project is uitgevoerd binnen het BO-cluster kwaliteit EHS en VHR in opdracht van de Directie Natuur en de Directie Kennis van het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit. Het onderzoek is verricht in 2006 en 2007. In 2006 leidde Eveliene Steingröver het project, in 2007 werd dit voortgezet door Mirjam Broekmeyer. Contactpersonen bij LNV waren Dick Bal en Ton Goedhart, wiens taak in 2007 werd overgenomen door Bas Roels.

De projectopdracht was het begrip ‘significante effecten’ te operationaliseren en wel zodanig dat dit een wetenschappelijke en juridische toets kan doorstaan. Gedurende het project werd de onderzoekers duidelijk dat het opstellen van een dergelijk raamwerk, alhoewel vanuit de praktijk zeer gewenst, niet de kern van het probleem was in de discussie over significante effecten. Het echte probleem gaat over het expliciteren en omgaan met onzekerheden in het proces van vergunningverlening Natuurbeschermingswet. Anders geformuleerd: het interpreteren van specifieke kennis binnen het generieke raamwerk. Deze interpretatie is een bron van onzekerheden waarbij de discussie zich moet toespitsen op het expliciet benoemen van onzekerheden én het aanreiken van strategieën hoe met deze onzekerheden om te gaan. Deze benadering betekent een omslag in het eco-juridisch denken tot nog toe, dat telkens uitging van een ecologische zekerheid bij significantie en een onvoorwaardelijke toestemming. Deze inzichten zijn verwerkt in een artikel getiteld “Identifying uncertainty in judging the significance of human impacts on Natura 2000 sites” van Opdam et al., dat binnenkort zal worden aangeboden aan Biological Conservation. De inzichten vormen de kern van het voorliggende rapport.

Dit rapport levert een bouwsteen voor LNV inzake werkdocumenten en handreikingen ten aanzien van passende beoordelingen en vergunningverlening Natuurbeschermingswet. Het rapport is een hulpmiddel in de discussie rondom significantie, welke discussie al jarenlang speelt en de komende jaren ongetwijfeld verder gevoerd zal worden. Het was dan ook niet gemakkelijk om dit rapport geschreven te krijgen. Er zijn een aantal interessante discussies gevoerd met de opdrachtgever, maar duidelijk is ook dat onderdelen uit het rapport nog nadere discussie met beleid en praktijk behoeven.

Dick Bal en Bas Roels reageerden op voorliggende versies van het rapport. Vanuit Alterra leverden Claire Vos, Joop Schaminée en Geert Groot Bruinderink een bijdrage aan de inhoudelijke discussies. Rob Bugter tenslotte nam het manuscript door en verbeterde het op essentiële punten. Allen worden hartelijk bedankt.

De auteurs, Wageningen januari 2008

Samenvatting

Het begrip ‘significante effecten’ stamt uit 1992 toen de Habitatrichtlijn in werking trad. Sinds in 2005 de verplichtingen uit deze richtlijn verankerd werden in de Natuurbeschermingswet 1998 is de discussie rondom het begrip en de definitie ervan opnieuw opgelaaid. Dat is niet zo verwonderlijk, want projecten, handelingen en plannen in of nabij een Natura 2000-gebied die, alleen of in combinatie met andere projecten of handelingen, een significant negatief effect kunnen hebben op de instandhoudingsdoelen van een gebied, kunnen alleen doorgaan als een vergunning verleend wordt. De Directie Natuur en Directie Kennis van het ministerie van LNV verzochten Alterra om nadere uitwerking van het begrip ‘significant effect’. Deze operationele definitie moet bruikbaar zijn in de huidige bestuurs- en rechtpraktijk.

Gedurende het Alterra-onderzoek bleek dat het echte probleem bij het bepalen van significante effecten niet zozeer het maken van een blauwdruk voor significantie is, maar veeleer het omgaan met onzekerheden bij het toepassen van zo’n blauwdruk. Tegelijk met dit project stelde Bureau Waardenburg een beoordelingskader Significante effecten vast, dat in de praktijk goed werkbaar blijkt en zijn diensten bewijst bij de bepaling van significante effecten. Een dergelijk generiek raamwerk moet echter van geval tot geval worden toegepast en is onderhevig aan actualisatie bij nieuwe ontwikkelingen en inzichten. Hoe dan ook, de interpretatie van specifieke informatie binnen een generiek raamwerk kent vele *onzekerheden*, die voortkomen uit het wetenschappelijke kennisdomein én afhankelijk zijn van de maatschappelijke waardering van ecologische kennis en het natuurbeleid.

Het proces van het bepalen van de kans op een significant effect bestaat uit twee onderdelen: de effectstudie en de effectbeoordeling. In beide gevallen is er in de bijbehorende stappen sprake van onzekerheden. In de praktijk ontbreekt het (vooral nog) aan een goede cumulatie- en effect-boekhouding, aan voldoende kennis over dosis-effect relaties en interactie tussen effecten, aan afrekenbare instandhoudingsdoelen, aan inzicht in andere autonome stressfactoren en aan inzicht in de ruimtelijk schalen en het functioneren van het ecosysteem. Al deze zaken brengen onzekerheden met zich mee.

Ons uitgangspunt is dat niet zozeer het verkleinen of elimineren van deze onzekerheden maar juist het expliciet *benoemen* ervan en aangeven *hoe ermee om te gaan*, bepalend is voor de kwaliteit van een passende beoordeling of te verlenen vergunning. Het bepalen van significante effecten betreft dan ook een samenspel tussen wetenschap, beleid en maatschappij, zoals ook onlangs werd benadrukt door de Raad voor de Wadden. De verschillende kennisclaims, waarden, belangen én vooral onzekerheden dienen expliciet te worden gemaakt. Een volgende stap is het ontwikkelen van strategieën om met onzekerheden om te gaan.

Wij onderscheiden, in navolging van andere auteurs, drie vormen van onzekerheid: Onzekerheid in de gegevens of methodieken om systeem te bestuderen (type 1), onzekerheid inherent aan het ecologische systeem (type 2) en onzekerheid in de maatschappelijke weging en waardering van ecologische kennis (type 3). Type 1 betreft eigenlijk een kennislacune; hier kan men ook spreken van onbekendheid. Type 2 en 3 zijn structureler van aard en zullen ook op de middellange termijn niet oplosbaar blijken. In het rapport onderscheiden we in hoofdstuk 4 bronnen en vormen van onzekerheid.

Wanneer onzekerheid onvermijdelijk is, verschuift de opgave in het vermijden van onzekerheid naar het ermee leren omgaan, zoals in hoofdstuk 5 wordt toegelicht. We maken daarbij onderscheid tussen het voorzorgprincipe en risicomanagement. Bij voorzorg is er sprake van preventie indien er onzekerheid is over de schadelijke gevolgen, dus onbekendheid over de negatieve effecten. Het doel van risicomanagement is de kans op significante negatieve effecten te verkleinen bij structurele onzekerheid.

Wij doen een voorstel voor drie strategieën bij risicomanagement, om te kunnen omgaan met structurele onzekerheden: de schade minimaliseren, de kans op (beperkte) schade accepteren en monitoren en de kans op herstel maximaliseren. Een recente vorm van risicomanagement is de kans op schade accepteren en monitoren: het hand-aan-de-kraan-principe in de casus gaswinning Waddenzee. Een dergelijk monitoringsprotocol met ingrijpingsbevoegdheid is een mooi voorbeeld van risico beheersing.

De keuze voor één van de genoemde strategieën is sterk afhankelijk van de eigenschappen van het ecologische systeem. Belangrijke kenmerken zijn daarbij de reactietijd en de hersteltijd. Het hand-aan-de-kraan-principe lijkt alleen toepasbaar in dynamische en snel reagerende systemen. In overige gevallen zal men moeten investeren in veerkracht van het ecosysteem of moet toch het strikt toepassen van het voorzorgbeginsel worden overwogen.

1 Inleiding

1.1 Achtergrond

De Vogelrichtlijn (VR) en de Habitatrichtlijn (HR) zijn de Europese natuurrichtlijnen die het kader vormen voor het realiseren van het netwerk van Europese natuurgebieden (Natura 2000). Op grond van de Natuurbeschermingswet 1998 waarin de richtlijnen zijn vertaald worden in aanwijzingsbesluiten gebieden aangewezen voor wettelijke bescherming. Doel van deze aanwijzingen is dat natuurwaarden van Europees (communautair) belang duurzaam beschermd worden. Duurzame bescherming vergt van beleid en beheer dat de habitats en soorten in een gunstige staat van instandhouding zijn of worden gebracht.

Daarnaast wordt voor het beschermen van de Europese natuurwaarden het menselijk medegebruik van natuur gereguleerd. Op het moment dat een initiatiefnemer in of in de buurt van een Natura 2000-gebied een bepaalde activiteit wil uitvoeren, dient deze activiteit getoetst te worden aan de instandhoudingdoelstellingen. Hierbij dient de vraag te worden beantwoord of de activiteit al dan niet zal leiden tot ‘significante effecten op de natuurwaarden’. Het begrip ‘significante effecten van gebruik op natuurwaarden’ is echter nog onvoldoende operationeel gemaakt, zowel ecologisch als juridisch. De urgentie is echter groot; zowel bij de vergunningverlening Natuurbeschermingswet als bij het opstellen van beheerplannen voor Natura 2000-gebieden is het noodzakelijk een eenduidige definitie te hanteren ten aanzien van significante effecten. In de huidige praktijk mist de gebruiker – aanvrager vergunningen en bevoegd gezag – richtlijnen voor het beoordelen van significante effecten (Broekmeyer et al. 2007). Voortoets en passende beoordeling voor een vergunning Natuurbeschermingswet zijn vormvrij. Dit maakt het de gebruiker lastig om vast te stellen *welke* ecologische informatie nodig is voor het onderzoek en *hoe* deze informatie beoordeeld moet worden.

In 2006 is door LNV binnen het Beleidsondersteunend Onderzoek aan Alterra de vraag gesteld om het begrip ‘significante effecten’ nader uit te werken. Dit rapport vormt de weerslag van het onderzoek.

1.2 Aanpak vraagstelling en leeswijzer

De uitwerking van het begrip ‘significante effecten’ moet leiden tot de opbouw van een operationele definitie, die bruikbaar is in de Nederlandse bestuurspraktijk en getoetst is aan de Nederlandse rechtspraktijk. Uiteraard moet de uitwerking ook in overeenstemming zijn met de EU-richtlijnen en Europese jurisprudentie.

Het onderzoek heeft plaatsgevonden in 2006 en 2007. In de loop van het project heeft voortschrijdend inzicht plaatsgevonden. Hierdoor is het accent binnen de vraagstelling verschoven. In eerste instantie luidde de onderzoeksvraag “Stel een wetenschappelijke basis op voor het bepalen van significante effecten”. Deze is later als volgt vertaald: “Geef aan welke verschillende typen onzekerheid er zijn bij het

bepalen van significante effecten; en geef aan hoe met de onzekerheden om kan worden gegaan in besluitvorming”. Aanleiding hiertoe was het inzicht dat de Europese jurisprudentie zekerheid vereist over de schadelijke effecten van ingrepen. Maar de wetenschap kan niet altijd 100% zekerheid kan geven bij het vaststellen van significante effecten. Inzicht in kennislacunes, in vormen van structurele onzekerheid en in de wijze waarop met onzekerheden in de besluitvorming kan worden omgegaan, is daarom essentieel.

Het bepalen van significante effecten betreft dan ook een samenspel tussen wetenschap, maatschappij en beleid. Er is sprake van wetenschappelijke onzekerheden, er is sprake van politiek-beleidsmatige keuzen in natuurbeleid en er is sprake van een tijdgebonden maatschappelijke natuurvisie. Of, zoals ook Swart en Van der Winden (2007) stellen: “Omdat objectieerbare en breed aanvaarde inhoudelijke criteria (voor normstelling significantie) maar ten dele mogelijk zijn, zal veelal gebruik moeten worden gemaakt van aanvullende procedurele oplossingen waarbij een breed scala aan aspecten, argumenten en actoren een rol kan spelen in het besluitvormingsproces. De verschillende fasen van besluitvorming vereisen dus naast een wetenschappelijke ook een maatschappelijke discussie waarin onzekerheden en de verschillende kennisclaims, waarden en belangen expliciet worden gemaakt. ... Deze benadering betekent dat wetenschap zelf in een maatschappelijk contact geplaatst wordt.” Zie verder Swart en Van der Winden pag. 45 e.v. en dit rapport.

Kortom, om significante effecten te kunnen vaststellen op een maatschappelijk geaccepteerde manier, is duidelijkheid geboden over de voorwaarden waaraan een goede passende beoordeling dient te voldoen. In dit rapport bieden wij een raamwerk aan dat kan worden ontwikkeld tot een kwaliteitstoets voor een passende beoordeling. We onderscheiden een reeks van stappen, identificeren bronnen van onzekerheid en doen voorstellen hoe daarmee om te gaan.

Allereerst is bekeken wat de wettelijke kaders zijn voor het vaststellen van significantie en welke stappen er zijn binnen het proces van vergunningverlening. Wij gaan kort in op de toepassing hiervan in huidige praktijk van onderzoek, bestuur en recht. De resultaten hiervan en de conclusies zijn beschreven in hoofdstuk 2.

Vervolgens is beschreven hoe vanuit de ecologie bezien (gebaseerd op de doelstelling van de Habitatrictlijn) de bepaling van de kans op significante effecten zou moeten plaatsvinden. We gaan in op de mogelijkheden en onmogelijkheden om effecten te berekenen dan wel te voorspellen. Centraal staan drie vormen van onzekerheid die optreden bij het proces van het vaststellen van significante effecten. Dit hoofdstuk 3 vormt de opmaat voor hoofdstuk 4 en 5.

In hoofdstuk 4 adresseren we de vormen van onzekerheid aan de stappen die horen bij de effectstudie en de significantietoets. We geven aan met welke gegevens en welke bronnen van onzekerheid men rekening moet houden. In hoofdstuk 5 vatten we de verschillende vormen en bronnen van onzekerheid samen en doen een voorstel voor het omgaan met deze onzekerheden.

2 **Significantie in de praktijk**

2.1 **Wettelijke vereisten en het proces van vergunningverlening**

Het bepalen van significante effecten is onderdeel van de vergunningverlening Natuurbeschermingswet 1998 (artikel 19d e.v. Nbw). Natura 2000-gebieden zijn wettelijk beschermde gebieden. De bescherming bestaat hieruit dat activiteiten (projecten, plannen of handelingen) die mogelijk schadelijk zijn voor het gebied, niet mogen plaatsvinden zonder toestemming cq. vergunning. Dit principe volgt uit artikel 6 lid 3 van de Habitatrichtlijn en is in het Nederlandse recht verankerd in de Natuurbeschermingswet 1998. Het bepalen van de kans op een significant effect maakt deel uit van het proces vergunningverlening ex art. 19d e.v. Natuurbeschermingswet (LNV, 2005). Dit hele proces staat ook bekend als de Habitattoets. Een habitattoets kent vier onderdelen:

- vooroverleg of voortoets
- verstorings- en verslechteringstoets
- passende beoordeling
- toets op ADC-criteria

Een vergunning ex art. 19d e.v. Natuurbeschermingswet 1998 wordt verleend door het bevoegde gezag, in de meeste gevallen de provincie. Bij de vergunningverlening moet het bevoegde gezag rekening houden met de gevolgen die een activiteit heeft voor het gebied, gelet op de instandhoudingsdoelstelling.

Zowel in het vooroverleg als de passende beoordeling staat de volgende vraag centraal: *'is er kans op een significant negatief effect?'* In het stadium van het vooroverleg kan het antwoord op deze vraag alleen ontkennend luiden indien met wetenschappelijke zekerheid aannemelijk kan worden gemaakt dat de voorgenomen activiteit, alleen of in combinatie, er niet toe kan leiden dat er afbreuk wordt gedaan aan de instandhoudingsdoelstellingen van een Natura 2000-gebied. In alle andere gevallen is het antwoord: 'ja, er is een kans'. Dat geldt dus ook voor die situaties waarin wetenschappelijke kennis tekort schiet om significantie van het beschreven effect *uit te kunnen sluiten*. In het vooroverleg wordt het oordeel meestal gebaseerd op bestaande gegevens en literatuur. Indien uit het vooroverleg geconcludeerd wordt dat een negatief effect uit te sluiten valt is geen vergunning nodig. Indien het antwoord echter 'enig effect is niet uit te sluiten maar het is zeker niet significant' luidt, is een verstorings- en verslechteringstoets vereist waarbij slechts het mogelijk effect van de activiteit zelf van belang is. Indien in het vooroverleg het antwoord 'ja' luidt, dient men een passende beoordeling uit te voeren (LNV 2005).

In een passende beoordeling moet bekeken worden of het project (afzonderlijk of in combinatie met andere projecten en handelingen) significante gevolgen kan hebben voor het gebied. In de stap van de passende beoordeling is vaak sprake van aanvullend onderzoek, waarbij reeds bestaande kennis, afgeleid uit generieke wetenschappelijke theorie of vergelijkbare situaties elders, wordt gecombineerd met

case-specifieke kennis. De mate van detail van de toegepaste kennis varieert. Het bepalen van de vereiste mate van detail en van de onderzoekinspanning wordt van geval tot geval bepaald door een reeks van maatschappelijke factoren, zoals het maatschappelijke belang van de ingreep en de intensiteit van het debat, in wisselwerking met de graad van onzekerheid in de wetenschappelijke kennis. Er is dus discussie mogelijk over welke kwaliteit minimaal vereist is. Immers, het Nederlandse recht gaf tot voor kort geen toelichting op de gebruikte termen, zoals significante gevolgen of instandhoudingsdoelstelling. Medio 2007 heeft LNV enkele begrippen toegelicht in een intern werkdocument (Steunpunt Natura 2000, 2007). Er zijn echter geen juridisch bindende voorschriften waaraan een passende beoordeling moet voldoen. Een handvat biedt een publicatie van de Europese Commissie uit 2001 over het toepassen van de Habitattoets (European Commission, 2001).

Conclusie: Het uitvoeren van onderzoek naar het bepalen van de kans op een significant effecten en de passende beoordeling zelf zijn vormvrij: er zijn anno 2007 geen formats voor het uitvoeren van het onderzoek, noch voor het beoordelen van de kwaliteit van het onderzoek.

Desondanks kan een vergunning slechts worden verleend als het bevoegde gezag zich ervan heeft verzekerd (uit de passende beoordeling), dat de natuurlijke kenmerken van het desbetreffende gebied niet zullen worden aangetast.

2.2 Jurisprudentie

Meer duidelijkheid over het begrip ‘significante gevolgen’ komt voort uit het Kokkelvisserij-arrest. Het Europese Hof van Justitie heeft in dit arrest vastgesteld dat er sprake is van significante gevolgen “als een plan of project de instandhoudingsdoelstelling van een gebied in gevaar dreigt te brengen”.

In het arrest wordt ook verduidelijkt welke eisen er aan een passende beoordeling worden gesteld en wanneer het bevoegde gezag een vergunning mag verlenen. Dat is het geval als er zekerheid is verkregen dat het project geen schadelijke gevolgen heeft voor het gebied. Ook is vastgesteld wanneer deze zekerheid is verkregen, namelijk als er wetenschappelijk gezien redelijkerwijs geen twijfel bestaat over de schadelijke gevolgen.

Het Kokkelvisserij-arrest levert twee belangrijke inzichten op:

1. De vraag naar de definitie van het begrip ‘significante gevolgen’ is nauw verbonden met de definitie van het begrip ‘instandhoudingsdoelstelling’.

Naar de geest van de wet én de interpretatie van het Kokkelvisserij-arrest kunnen we dus stellen: “Er is sprake van een significant effect als de activiteit afbreuk doet aan de instandhoudingsdoelstelling van een Natura 2000-gebied”.

Het bepalen van een significant effect is dus gekoppeld aan een beleidsdoel en niet primair aan een ecologisch doel. Ecologische doelen (staat van instandhouding, abiotische randvoorwaarden, kritische grenzen populaties etc.) spelen uiteraard een primaire rol bij het vaststellen van de instandhoudingsdoelstelling. De doelstelling is

uiteindelijk mede bepaald in het licht van maatschappelijke en bestuurlijke overwegingen zoals de haalbaarheid van het gebied: de mogelijkheid om in het kader van autonome ontwikkeling en huidige abiotische condities de doelen te kunnen realiseren. In Nederland zijn de doelstellingen niet of nauwelijks gekwantificeerd (zie paragraaf 4.2.1).

Dat betekent dat de beoordeling van significantie niet puur een wetenschappelijk ecologisch vraagstuk is, maar ook afhangt van de maatschappelijke waardering van ecologische betekenis zoals neergelegd in de doelen. De instandhoudingsdoelen van een gebied gelden als maatlat voor het bepalen van een significant effect en komen voort uit ecologische kennis en maatschappelijke overwegingen.

2. De bevoegde autoriteit moet zekerheid hebben over het uitblijven van significante gevolgen.

Het Europese Hof van Justitie stelt dat bij het bepalen van een significant effect zekerheid moet zijn verkregen over de schadelijke gevolgen van een activiteit. Als die zekerheid niet verkregen kan worden, mag het bevoegde gezag geen toestemming geven voor de activiteit. Er is sprake van zekerheid "... wanneer er wetenschappelijk gezien redelijkerwijs geen twijfel bestaat dat er geen schadelijke gevolgen zijn". Dit is een strikte uitwerking van het voorzorgsbeginsel, die intussen niet gevolgd lijkt te worden door de Nederlandse Raad van State in de gaswinning Waddenzee (ABRS 29 augustus 2007); zie daarover nader Kistenkas en Broekmeyer, 2007.

De juridische eis tot zoveel mogelijk wetenschappelijke zekerheid over effecten is echter vanuit de ecologie met de bijbehorende dosis-effect analyses vaak niet te geven. Ecologisch onderzoek is altijd omgeven met onzekerheden. Er lijkt aldus sprake van een patstelling: vanuit Europese jurisprudentie is zekerheid gewenst; de ecologie is omgeven met onzekerheden. Echter, zowel in het Kokkel-arrest als eerder in een notitie van de Europese Commissie over het voorzorgsbeginsel (European Commission 2000) beogen dat een eventuele onzekerheid over effecten niet altijd gebruikt kan worden om activiteiten niet toe te staan. In de praktijk zal men dus om moeten leren gaan met gevallen van twijfel, waarbij de ecologie niet kan uitsluiten dat er schadelijke gevolgen zijn. In de praktijk blijkt dus dat deze strikte uitwerking van het voorzorgsbeginsel wat lucht kent, zie de voorwaardelijke vergunningverlening (het hand-aan-de-kraan-principe bij de gaswinning Waddenzee. De Europese Commissie noemde dit al eerder een 'risk reduction measure' (European Commission, 2000).

Dat betekent dat men bij de bepaling van effecten en de beoordeling van de significantie van deze effecten zal moeten leren omgaan met onzekerheden.

Kader: effecten en gevolgen

De begrippen ‘effect’ en ‘gevolg’ worden in combinatie met significantie vaak door elkaar gebruikt.

- De wet en jurisprudentie reppen in al hun teksten van ‘significante gevolgen’.
- In handreikingen en rapporten van LNV wordt gesproken van ‘significante effecten’.

Theoretisch kan men stellen dat een activiteit *effect* heeft op de aanwezige natuurwaarden en zodoende *gevolgen* heeft voor de doelen van het gebied.

In de praktijk worden beide termen door elkaar gebruikt. In dit rapport gebruiken we het begrip ‘significante effecten’ waar formeel eigenlijk significante gevolgen worden bedoeld. Je zou ook kunnen zeggen, dat effecten alleen maar significant kunnen zijn, in licht van de wet, als ze significante gevolgen hebben. In die zin zijn beide benamingen uitwisselbaar.

2.3 De huidige praktijk

Beleidsmatige interpretatie

LNV heeft in september 2007 in een intern werkdokument een toelichting gegeven op het begrip significantie (Steunpunt Natura 2007). Daarin stellen zij voor de volgende definitie te hanteren:

“Een significant negatief effect is een wezenlijke verslechtering van de kwaliteit en/of vermindering van de omvang zoals bedoeld in het instandhoudingsdoel ten gevolge van menselijk handelen, afhankelijk van de staat van instandhouding en de trends en natuurlijke fluctuaties in omvang/kwaliteit van habitattypen danwel in populatie-omvang van soorten”.

Nieuw ten opzichte van de heersende mening bij LNV is, dat men significantie niet alleen moet toetsen aan de instandhoudingsdoelen sec, maar dit mede in het licht moet doen van de staat van instandhouding, de trends en de natuurlijke fluctuaties. Onduidelijk is of men hier op lokale of nationale informatie doelt.

Ecologische toetsing

In veel gevallen verrichten ecologische onderzoeks- of adviesbureaus het onderzoek naar de kans op significante effecten. Vanwege het ontbreken van wettelijke vereisten, stelt ieder bureau naar beste eer en geweten een eigen toetsingskader op.

Bureau Waardenburg heeft haar eigen beoordelingskader onlangs gepubliceerd (Bureau Waardenburg 2007). Dit beoordelingskader gaat uit van verschillende criteria:

1. Relatieve afname oppervlakte of draagkracht (gebaseerd op staat van instandhouding, relatieve belang internationaal en relatieve belang nationaal); zie figuur 1.
2. Minimale populatieomvang (gebaseerd op informatie over Minimum Viable Population en/of sleutelpopulatie)

3. Ruimtelijke samenhang habitattypen en leefgebieden
4. Kwaliteitsaspecten habitattypen en leefgebieden
5. Voor soorten: criterium voor sterfte

Afhankelijk of de beoordeling plaatsvindt voor habitattypen, HR-soorten, VR-broedvogels of VR-niet broedvogels, zijn de criteria nader uitgewerkt en samengevoegd.

Het beoordelingskader van Waardenburg is toegelicht en besproken tijdens een bijeenkomst van het Netwerk Groene Bureaus op 28 november 2007 over het begrip "Significantie". Tijdens die bijeenkomst werd door de deelnemers vastgesteld dat de methodiek in de praktijk goed werkbaar is. De genoemde criteria en de combinatie van de criteria is ecologisch zinvol. Bij sommige criteria (bijvoorbeeld in relatie afname) is sprake van een normstelling. In de discussie werd duidelijk dat deze normstelling arbitrair is, want onderhevig een subjectieve waardering.

Op grond van de bijeenkomst van november 2007 en actuele ontwikkelingen werkt Bureau Waardenburg aan een bijstelling van het beoordelingskader.

	SVI =	RBI =	RBN =	Criterium 1
A	Zeer ongunstig mét herstelopgave	Zeer groot, groot, aanzienlijk	+++ , ++ , + en -	0%
A	Zeer ongunstig zonder herstelopgave	Zeer groot, groot	+++ , ++ , + en -	0%
A	Zeer ongunstig zonder herstelopgave	Aanzienlijk	+++ , ++	0%
A	Matig ongunstig mét herstelopgave	Zeer groot, groot, aanzienlijk	'+++ , ++ , + en -	0%
A	Matig ongunstig	Zeer groot	+++ en ++	0%
A	Gunstig mét herstelopgave	Zeer groot, groot, aanzienlijk	'+++ , ++ , + en -	0%
A	Onbekend mét herstelopgave	Zeer groot, groot, aanzienlijk	'+++ , ++ , + en -	0%
B	Zeer ongunstig zonder herstelopgave	Aanzienlijk	+ en -	1%
B	Matig ongunstig	Zeer groot	+ en -	1%
B	Matig ongunstig	Groot	+++ , ++ , + en -	1%
B	Matig ongunstig	Aanzienlijk	+++ , ++ en +	1%
B	Matig ongunstig	Aanzienlijk	-	2,5%
C	Gunstig	Zeer groot	+++ en ++	1%
C	Gunstig	Zeer groot	+ en -	2,5%
C	Gunstig	Groot, aanzienlijk	+++ , ++ , + en -	2,5%
D	Onbekend	Zeer groot, groot, aanzienlijk	+++ , ++ , + en -	2,5%

Figuur 1. Beoordelingskader van Bureau Waardenburg voor het criterium 'relatieve afname' op grond van instandhoudingsdoel en landelijke staat van instandhouding (SVI), het relatief belang internationaal (RBI) en het relatief belang nationaal (RBN). Het criterium geeft aan wanneer sprake is van een significant effect. In woorden uitgedrukt: geen afname (0% criterium), marginale effecten (1% criterium) en enige effecten (2,5% criterium) in een gebied ten gevolge van een ingreep zijn mogelijk zonder de instandhoudingsdoelen van dit gebied of dit gebied in samenhang met de rest van het Natura 2000-netwerk te schaden. Bron: Bureau Waardenburg, 2007.

Bestuurlijke toetsing

Provincies verlenen als bevoegd gezag in beginsel de Natuurbeschermingswetvergunning artikel 19. Conform het voorzorgbeginsel verleent het bevoegd gezag in beginsel alleen een vergunning als het uit de passende beoordeling de zekerheid heeft verkregen dat de activiteit de natuurlijke kenmerken van het gebied niet aantast. De vergunningverlener behoort alle kennis uit diverse bronnen te verzamelen die nodig is om een besluit te nemen. Indien nodig verzoekt de vergunningverlener om aanvullende informatie (dit kan op grond van artikel 4:5 van de Awb).

De vraag naar de significantie van de effecten levert een van de grootste kennishiaten op in de vergunningverlening. Ten aanzien van significantie betreft het niet alleen een kennishiaat in ecologische gegevens, maar ook een interpretatieprobleem: bij de beoordeling van significante effecten hangt veel af van de formulering van de instandhoudingsdoelstellingen.

Om zich goed van deze taak te kunnen kwijten, geven provincies aan dat zij onder andere behoefte hebben aan de volgende informatie (Broekmeyer et al. 2007):

- meer kennis van dosis-effect relaties
- definitie en normen en stappenplan voor bepalen significantie
- eenduidige en toetsbare omschrijving van instandhoudingsdoelstellingen

Rechterlijke toetsing

In de rechtspraak zien we dat rechters significantie terug lijken te brengen tot generieke normen. In wezen wordt het significantievraagstuk benaderd langs een drietal wegen (zie Kistenkas et al. 2006 over significantie in de rechts- en bestuurspraktijk):

- afnamenorm (afname kwalificerende soorten)
- afstandsnorm (afstand tot Natura 2000-gebied)
- oppervlakenorm (afname van Natura 2000-gebied).

Dit onderzoek heeft vanuit zowel ecologisch als juridisch oogpunt sterke bedenkingen tegen deze sterk generieke benadering. In de context van de Nbw en HR zijn duidelijk situaties aanwijsbaar waarin elk mogelijk effect als significant aangemerkt moet worden. In die gevallen is toepassing van om het even welke generieke norm voor de grootte van een effect niet op zijn plaats. Elke kans op een effect dient immers vermeden te worden. Van toepassing van een norm zou eventueel sprake kunnen zijn wanneer de vraag is of een op zich gunstige staat van instandhouding significant verandert. Dan nog kan de vraag gesteld worden of de op dit moment in zwang zijnde generieke normen ecologisch voldoen.

Elke norm zal op zijn betekenis/significantie per specifieke situatie gewogen moeten worden. Bijvoorbeeld een norm in afname populatiegrootte is zeer afhankelijk van de specifieke situatie en kan zowel een onaanvaardbaar risico voor de populatie inhouden als verwaarloosbaar zijn. Significantie dient immers volgens de Habitatrichtlijn bepaald te worden aan de specifieke instandhoudingsdoelstellingen per gebied. Algemeen geldende normen zijn dan niet hanteerbaar.

Al met al betekent bovenstaande dat er in de huidige situatie sprake is van verschil in inhoud en kwaliteit van passende beoordelingen en effectstudies. Dit kan leiden tot rechtsongelijkheid, omdat eenzelfde activiteit in geval A anders geanalyseerd en/of beoordeeld wordt door het bevoegde gezag, in vergelijking met geval B in een andere provincie.

2.4 Conclusies

Het bepalen van significante effecten is in de praktijk een moeilijke klus. De volgende redenen liggen hieraan ten grondslag:

- Er zijn geen richtlijnen c.q. wettelijke beoordelingskaders voor het uitvoeren van een effectstudie en significantietoets. Ook al zijn effectbepalingen al zeer lang het werkterrein van ecologen, het ontbreekt aan een generiek kader ten aanzien van verzamelen gegevens (inventariseren) en verwerken van de gegevens (analysemethodieken/ modellen). Het beoordelen van effecten is een relatief nieuw item voor onderzoeksbureaus. Het bepalen van significante effecten is dan ook méér dan alleen het achterhalen van de dosis-effect relatie. Inzicht in de dosis-effect relatie is slechts één onderdeel binnen dit kader. Daarnaast is kennis nodig van de doelen van het Natura 2000-gebied, van cumulatieve stressfactoren, van ruimtelijke schalen en functioneren van het ecosysteem etc.

Conclusie: het bepalen van significante effecten vereist een vast raamwerk ten aanzien van het proces, dus een beschrijving van de stappen met bijbehorende kennis.

- Normstelling van stappen binnen een beoordelingskader (bijvoorbeeld ten aanzien van dosis-effect relaties, natuurdoelen of kritische grenzen) levert vaak een schijnzekerheid op, zo het al mogelijk is. Ecologische normstelling is kwetsbaar voor kritiek: kan men de effecten op natuur wel goed voorspellen, representeert de parameter de kwaliteit van het gebied wel in voldoende mate, etc. Vele pogingen om tot grenswaarden of normen te komen zijn dan ook maar ten dele succesvol gebleken (Swart en Van der Winden, 2007). Een normstelling is altijd generiek en geeft in het meest optimale geval een bandbreedte aan. Een uitzondering hierop vormt bijvoorbeeld het onderzoek naar kritische depositiewaarden voor stikstof, waarbij per habitatype een grens is vastgesteld waarboven schade dreigt op te treden (lit.ref.). Echter, in dit geval is sprake van één storende factor; in de praktijk is vaak sprake van meerder storende factoren door aan activiteit in combinatie met bestaande drukfactoren. Hierdoor kunnen kritische grenzen verschuiven.

Conclusie: Bij het bepalen van significante effecten is een case-by-case benadering noodzakelijk.

- Elke individuele significantie-toets wordt gevoed met een veelheid aan gegevens, welke gebaseerd zijn op wetenschappelijke kennis die maatschappelijk geaccepteerd is. Dat betreft kennis over zowel bijvoorbeeld dosis-effect relaties als instandhoudingsdoelen. Kennis kan onvoldoende

aanwezig zijn of door diverse actoren verschillend geïnterpreteerd worden, of pas gaandeweg tijdens de omstreden handeling beschikbaar komen. Zie alweer de casus gaswinning Waddenzee, waar de wetenschap redelijkerwijs zeker was over het uitblijven van significant negatieve effecten, maar de maatschappij toch twijfelde aan deze uitkomsten, waardoor uiteindelijk het hand-aan-de-kraan-principe de een voor alle partijen acceptabele oplossing werd. Het hele proces van significantiebepaling is dan ook niet alleen het werk van de ecologische en/of juridische wetenschap. Zo denken actoren momenteel verschillend over de termen 'behoud' en 'herstel' zoals die gebruikt worden in de doelstellingen per gebied. Het maatschappelijke debat hierover bepaalt mede de uiteindelijke definitie. Bovendien kan in zowel wetenschappelijk ecologisch onderzoek als maatschappelijke discussies over behoud biodiversiteit sprake zijn van onzekerheden. Onzekerheid over significante effecten kan voortkomen uit gebrek aan data, gebrek aan gekwalificeerde methodieken of analyses en uit verkeerde veronderstellingen. Maar de onzekerheid kan ook voortkomen uit het maatschappelijke debat van het moment, waardoor bijvoorbeeld normstelling beïnvloed wordt door de economische situatie, de (gekleurde) politieke aandacht voor andere beleidsdoelen, de wisselende interesse van de maatschappij voor behoud biodiversiteit etc. Dergelijke onzekerheden zijn er in vele vormen en maten

Conclusie: Het bepalen van significante effecten vereist dus gecombineerde input uit de wetenschap en maatschappij, waarbij men kennislacunes en onzekerheden expliciet moet maken.

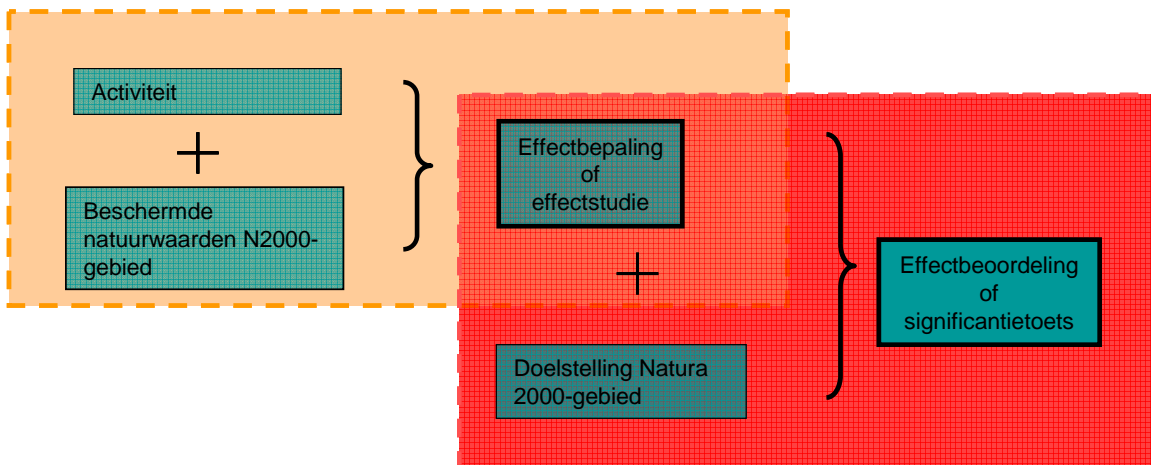
Kortom, er is in het proces van vaststellen significante effecten behoefte aan een *generiek raamwerk* dat van *geval-tot-geval* kan worden toegepast waarbij *wetenschappelijk kennis en maatschappelijke waardering* een rol spelen en men in de besluitvorming leert *omgaan met onzekerheden in de kennis en waardering!*

3 Bepalen van significante effecten

3.1 Het proces

Het proces van het bepalen van significante effecten kent twee onderdelen (figuur 2):

- de **effectstudie**: een toets van de effecten van de activiteit op de actuele natuurwaarden (de feitelijke effectbepaling, die binnen het wetenschappelijk domein valt)
- de **significantietoets**: een toets van de effecten aan de instandhoudingsdoelstelling van het Natura 2000-gebied. In deze effectbeoordeling wordt vastgesteld wat de kans is dat de ingreep leidt tot een negatief gevolg voor de instandhoudingsdoelstelling in de context van de doelen van de Habitatrichtlijn. In deze stap worden wetenschappelijke en maatschappelijke aspecten gewogen.



Figuur 2. Stroomschema met stappen ter bepaling van een significant effect als onderdeel van een passende beoordeling. In de oranje box staan de stappen behorend bij een effectstudie; in de rode box de stappen die onderdeel zijn van de significantietoets.

Het onderscheid tussen de effectstudie (is er sprake van negatieve effecten?) en de effectbeoordeling (zijn de negatieve effecten significant?), kan met een simpel, fictief voorbeeld geïllustreerd worden:

Voor Natura 2000 gebied A is de instandhoudingsdoelstelling behoud oppervlak Hoogveenbossen. Op het moment van aanwijzing is er 500 ha. Na een aantal jaren is er in het beschermde gebied een oppervlak van 1000 hectare van dit habitattype. Door een activiteit gaat 150 hectare verloren. Er is sprake van een negatief effect (verlies van 150 ha Hoogveenbossen). Het effect is echter niet significant omdat het geen afbreuk doet aan de instandhoudingsdoelstelling van het gebied, namelijk behoud van 500 ha.

N.B. In dit geval is dus een vergunning via de verstorings- en verslechteringsstoets nodig.

3.2 Maatwerk binnen het raamwerk

Bij het vaststellen van de kans op significante effecten worden generieke kennis en case-specifieke kennis geïntegreerd. Vanuit de ecologie kan worden aangegeven welke gegevens over het gebied hierbij noodzakelijk zijn, en welke generieke methoden beschikbaar en relevant zijn. Voor de effectbeoordeling kan worden aangegeven in welke context de beoordeling kan plaatsvinden, in het bijzonder de gebiedsspecifieke omstandigheden ten aanzien van de ingreep en de instandhoudingsdoelstellingen van het Natura 2000-gebied (LNV, 2005). Voor het vaststellen van significante effecten wordt dus steeds specifieke informatie geïnterpreteerd binnen een generiek raamwerk. Deze interpretatie is een bron van onzekerheden (Opdam et al., in prep.). Ecologische systemen vertonen in tijd en ruimte sterk variërende kenmerken. Kennis gebaseerd op onderzoek in een bepaalde periode of in een bepaald gebied is daarom zelden direct extrapoleerbaar.

Extrapoleerbaarheid van kennis

Er wordt een bungalowpark gepland naast een Natura 2000-gebied in Noord-Brabant. De vraag is of het toenemende aantal bezoekers leidt tot een afname van soort y , waarvan het aantal voorkomt in de doelstelling van het gebied. Wanneer een statistische formule is gepubliceerd (in een wetenschappelijk tijdschrift) over de relatie tussen het aantal bezoekers in een Duits natuurgebied en de populatiegrootte van dezelfde soort y in dat gebied, dient nagegaan te worden of de ecologische omstandigheden van het onderzoek op cruciale punten vergelijkbaar zijn met die in de Noord-Brabantse case. Denk daarbij aan de abiotische condities van de beide gebieden, de autonome ontwikkeling in de gebieden, de verschillende drukfactoren, de omgeving, de oppervlakte.

Het doel van de ecologische wetenschap is om op basis van een groot aantal cases generieke wetmatigheden op te stellen. In het bepalen van significante effecten zijn deze wetmatigheden van grote waarde, omdat ze veel meer zekerheid bieden dan een enkele case studie. Daar staat echter tegenover dat deze wetmatigheden vaak zo zijn geformuleerd dat ze niet direct toepasbaar zijn op een specifiek habitattype, met een specifieke abiotische toestand, omgeven door een specifiek landschap, en met een specifieke historie of voorspelde toekomst.

Generieke geldigheid van kennis

De metapopulatietheorie voorspelt achteruitgang van het aantal van een soort in een Natura 2000-gebied wanneer de intensiteit van de uitwisseling met andere leefgebieden afneemt. Het verband is echter niet lineair. Stel dat de weg 10% minder uitwisseling toelaat, dan kan het effect op het aantal individuen variëren tussen geen effect en uitsterven van de gehele metapopulatie. Het precieze effect hangt af van een aantal kenmerken van het habitatnetwerk, zoals de oppervlakte en kwaliteit van het Natura 2000-gebied in verhouding tot die van de rest van het netwerk, de milieudruk op de andere delen van het netwerk, en de relatieve weerstand van het landschap waarin het netwerk is ingebed.

Het bepalen van het effect van een beoogde activiteit vraagt daarom altijd een interpretatie van generieke kennis in de specifieke context van de case. In de meeste gevallen zullen beperkingen van tijd en geld niet toelaten dat er uitvoerig onderzoek binnen de case plaatsvindt. Een uitzondering vormen activiteiten met een grote reikwijdte en maatschappelijke impact zoals de gasboring Waddenzee of de aanleg van de tweede Maasvlakte. Meestal worden generieke ecologische wetmatigheden of vergelijkbare empirische situaties geïnterpreteerd in de context van de case. Uiteraard levert dit wetenschappelijke onzekerheid op, die varieert met de stand van de kennis en de relevantie van die kennis voor de specifieke case. Deze onzekerheid heeft gevolgen voor de maatschappelijke acceptatie van de effectbepaling.

Ook bij het interpreteren van het voorspelde effect (de significantietoets) doen zich allerlei bronnen van onzekerheid gelden. Deze variëren van het bepalen van de autonome ontwikkeling en overige activiteiten die mogelijk van invloed zijn op de staat van instandhouding, tot het interpreteren van de voorspelde verandering tegen de achtergrond van de landelijke staat van instandhouding.

Specifieke effecten versus cumulatie effecten

In een Natura 2000-gebied is sprake van een kleine ingreep die een gering negatief effect heeft op de kamsalamander. De specifieke ingreep alleen doet geen afbreuk aan het behalen van het instandhoudingsdoel, dat behoud omvang en kwaliteit leefgebied luidt. De landelijke staat van instandhouding is matig ongunstig. De reden hiervoor is de autonome ontwikkeling en effecten van ingrepen die voorheen plaatsvonden. De vraag is hoe het case-specifieke effect moet worden beoordeeld in het licht van de autonome ontwikkeling en daarmee samenhangende cumulatieve effecten. Wie bepaalt welke druppel de emmer doet overlopen?

In de volgende paragraaf identificeren we de verschillende vormen van onzekerheid.

3.3 Vormen van onzekerheid

Terwijl van de kant van het Hof van Justitie van de EG wordt verondersteld dat de wetenschap zekerheid kan geven, wordt van de kant van de ecologische wetenschap aangevoerd dat deze zekerheid meestal niet te geven is: de kwaliteit van wetenschappelijke kennis is soms onvoldoende en een deel van de onzekerheid behoort niet tot het ecologisch wetenschappelijk domein. De benodigde gegevens en informatie voor het vaststellen en het interpreteren van effecten kunnen dus altijd gepaard gaan met onzekerheid (Kistenkas & Broekmeyer, 2007). ***Het leren en op den duur kunnen omgaan met die onzekerheid beschouwen wij als de basis van de kwaliteit van een passende beoordeling.***

Ook vergunningtechnisch zal men moeten leren omgaan met niet direct opleverbare kennis. Zo zou men als bevoegd gezag kunnen reageren met een risk reduction measure, waarbij wel een Nbw-vergunning wordt verleend doch met een voorwaardelijk karakter. Zie hiervoor ook hoofdstuk 5.

De rol van de wetenschap is om deze onzekerheden te analyseren en verduidelijken, en wegen aan te geven om er mee in het maatschappelijke debat mee om te gaan. In deze paragraaf geven wij daartoe een aanzet. Meer inzicht in de aard en betekenis van deze onzekerheden kan het bevoegde gezag helpen om beter onderbouwde en maatschappelijk beter geaccepteerde besluiten te nemen. Zie ook Swart & Van der Windt, 2007; Gollier 2003; Geneletti 2003.

In de wetenschappelijke literatuur worden verschillende vormen van onzekerheid onderscheiden. Wij ontlenen daaraan de volgende indeling in drie typen onzekerheid (Opdam et al., in prep.).

Onzekerheid in gegevens en/of methodieken om systeem te bestuderen – type 1

Type 1 onzekerheid komt voort uit de afwezigheid van adequate en relevante kennis. Er is bijvoorbeeld geen informatie over de staat van instandhouding van een soort, en dus is onduidelijk wat behoud oppervlak en kwaliteit leefgebied precies inhoudt. Of er zijn geen vergelijkbare cases bekend waaruit een dosis-effectrelatie kan worden afgeleid, of er is geen methodiek voorhanden waarmee in de specifieke situatie de dosis kan worden vertaald in een effect. We spreken van ‘onbekendheid’ (“ignorance”). Het is de taak van de wetenschap om wél te voorzien in deze gegevens en methodieken. Deze onzekerheid – in feite kennislacune – is met meer onderzoek op te lossen; mits er voldoende tijd en (financiële) middelen voorhanden zijn kan in sommige gevallen onderzoek binnen de case plaatsvinden.

Onzekerheid inherent aan ecologische systemen– type 2

Deze vorm van onzekerheid komt voort uit het complexe karakter van ecologische systemen (bijvoorbeeld levensgemeenschappen of populaties). Het gedrag van ecosystemen wordt bepaald door processen die zich op verscheidene schaalniveaus en op zeer uiteenlopende tijdschalen afspelen. Er bestaat een complexe interactie en feedback tussen de sturende factoren (bijvoorbeeld verdroging kan leiden tot zowel toename in de beschikbaarheid van nutriënten als tot een sterker effect van versnippering) en tussen de onderdelen van het systeem zelf (bijvoorbeeld baggeren kan leiden tot een afname van grote zwanenmossels waarop de beschermde bittervoorn zijn eieren afzet). Grootschalige variatie in klimaat en weersomstandigheden zijn de oorzaak van verschuivingen of fluctuaties in de dichtheden van doelsoorten in een bepaald gebied, zonder dat op lokale schaal hier veel aan kan worden gestuurd. Deze vorm van onzekerheid is inherent aan het karakter van de objecten waarover uitspraken moeten worden gedaan; met deze structurele onzekerheid moeten we dus leren omgaan.

Onzekerheden in de wegging van voorspelde veranderingen in het ecologische systeem – type 3

Het eindoordeel of een activiteit leidt tot significante gevolgen is uiteindelijk niet alleen een zaak van de wetenschap. De ecologie kan – indachtig de beperkingen onder 1 en 2 genoemd – wellicht uitsluitsel geven over door de beoogde ingreep veroorzaakte verandering in de lokale staat van instandhouding. Maar het is het bevoegd gezag, namens de maatschappij, die beslist wanneer en op welke

schaalniveau deze verandering als significant wordt aangemerkt. Voor Natura 2000-gebieden is er een beleidmatig/politiek besluit gevallen over: de grenzen van het gebied, de kwalificerende waarden van het gebied, de instandhoudingsdoelstelling voor het gebied etc. Deze besluitvorming is gebaseerd op een interpretatie van de Europese richtlijnen binnen het Nederlandse natuurbeleid en wetgeving in combinatie met de beschikbare ecologische kennis van soorten, habitattypen en gebieden. Wij gaan er van uit dat het ontwikkelen van toetsbare doelen een leerproces is dat vooralsnog niet is afgerond, en bovendien onderhevig is aan veranderende opvattingen over natuurwaarde. Deze opvattingen evolueren in het maatschappelijke debat onder invloed van politieke en economische constellaties. Gevoegd bij de interpretatie van de onzekerheid van type 1 en 2, levert dit een nieuwe bron van onzekerheid op, waarmee alle partijen te maken krijgen.

4 Onzekerheden binnen het raamwerk

In deze en de volgende paragraaf identificeren we onzekerheden die op kunnen treden bij het vaststellen van een kans op een significant effect. We adresseren de onzekerheden bij elke stap in het proces. Ons uitgangspunt is dat niet zozeer het verkleinen of zelfs elimineren van onzekerheid, maar juist het expliciet *benoemen* ervan en het aangeven hoe ermee *om te gaan* bepalend is voor de kwaliteit van de passende beoordeling (Opdam et al., in prep.). Het verkleinen van de onzekerheid is immers een zaak van lange adem, die buiten de reikwijdte van de passende beoordeling valt. Wij gaan er daarbij van uit dat er een aanwijzingsbesluit heeft plaatsgevonden, en dat de doelen op gebiedsniveau zijn vastgesteld.

De eerste van twee stappen is de effectstudie; de tweede stap is de significantietoets.

4.1 Vaststellen effecten

Bij het vaststellen van de effecten tijdens de effectstudie wordt het effect van de activiteit in combinatie met andere activiteiten bepaald op de aanwezige natuurwaarden, de aanwezige kwalificerende soorten en habitattypen in het Natura 2000-gebied. Deze bepaling vindt plaats in de vorm van dosis-effect studies.

In dit eerste onderdeel van de passende beoordeling (zie figuur 2) zijn er twee belangrijke velden van onzekerheid:

- Onzekerheid in het bepalen van de activiteit(en) (paragraaf 4.1.1.)
- Onzekerheid over de dosis-effect relatie (paragraaf 4.1.2)

4.1.1 Onzekerheid in het bepalen van de activiteit(en)

In de discussies over de kans op mogelijke effecten van activiteiten worden telkens de metaforen van het ‘snoepen van de taart’ of de ‘salami-tactiek’ gebruikt. Vele kleine ingrepen zijn niet significant, maar opgeteld kunnen zij (sluipenderwijs) de staat van instandhouding van aanwezige soorten en habitattypen beïnvloeden en daarmee de instandhoudingsdoelstelling. In de wetgeving wordt met dit probleem rekening gehouden: bij vergunningverlening geldt dat in de passende beoordeling de significante gevolgen van het project of de handeling afzonderlijk *of in combinatie met andere projecten en handelingen* moeten worden beoordeeld op hun significantie (Nbw art. 19f lid 1). Bij het omgaan met cumulatie zijn er diverse onzekerheden wat betreft de vraag *welke* activiteiten meetellen bij cumulatie en *hoe* deze cumulatieve effecten bijdragen aan het bepalen van de kans op een significant effect. Wetenschappelijk is het optellen van niet of nauwelijks kwantificeerbare effecten van een reeks heel verschillende ingrepen vaak niet mogelijk, en we hebben hier dus eerder te maken met type 3 onzekerheid.

Activiteit en storende factoren: Elke activiteit leidt tot één of meer storende factoren. Wegaanleg kan bijvoorbeeld leiden tot verlies van leefgebied, versnippering van de netwerkpopulatie, verstoring door geluid en sterfte (Broekmeyer, 2006). Storende factoren kunnen leiden tot veranderingen in Natura 2000-gebieden, hetzij direct in een natuurwaarde, hetzij (en dat zal meestal het geval zijn) indirect via ruimtelijke of abiotische condities die bepalend zijn voor die natuurwaarde. De activiteit dient zodanig te kunnen worden omschreven, dat vastligt tot welke storende factoren zij leidt. Daarbij moet duidelijk zijn wat de locatiegrootte van de voorgenomen activiteit is en waar in (of buiten) het Natura 2000-gebied de activiteit plaatsvindt, tot welke veranderingen in het ruimtegebruik in en buiten het Natura 2000-gebied dit zal leiden. Reikwijdte, intensiteit en duur van de storende factoren moeten dus bekend zijn. Ontbrekende of ontoereikende kennis over de gevolgen van een activiteit leidt tot onzekerheid type 1.

Storende factoren

De activiteit kan bijvoorbeeld direct leiden tot veranderingen in het sterftcijfer van een populatie (direct effect), of tot veranderingen in belangrijke factoren, bijvoorbeeld in de geluidsbelasting, in de oppervlakte van leefgebied of in het peil van de grondwaterstand. De mate van verandering varieert met de omvang en aard van de voorgenomen activiteit, en kan tijdelijk zijn of permanent. Het storende karakter kan zich gedurende een korte periode laten gelden, zoals bij tijdelijk aanwezige vogelsoorten. Bovendien kan de reikwijdte van de storing sterk uiteenlopen.

Vanuit de Natuurbeschermingswet geldt dat bij vergunningverlening de significante gevolgen van het project of de handeling afzonderlijk of in combinatie met andere projecten en handelingen moeten worden beoordeeld (Nbw art. 19f lid 1). Het gaat daarbij om plannen, projecten etc. waarover op bestuurlijk niveau een definitief besluit is genomen of welke reeds zover gevorderd zijn dat het bevoegde gezag ze in redelijkheid bij de beoordeling moet meenemen (Bugter et al. 2007). Daarbij speelt ook nog eens de ecologische onzekerheid *hoe* de effecten van cumulatie moeten worden bepaald en dus ook hoe groot de dosis (of meerdere doses) zijn binnen de effectbepaling (type 1 en 2 onzekerheid).

Afbakening cumulatieve activiteiten: Vanuit de Nbw (art1f lid d) geldt dat bij vergunningverlening de significante gevolgen van een project of de handeling afzonderlijke of in combinatie met andere projecten of handelingen moet worden beoordeeld. Ondanks deze verplichting is in praktijk onduidelijk hoe cumulatie moet worden afgebakend, iets waarover ook de rechtspraak geen duidelijk inzicht verschaft (zie Bugter et al. 2007.). In de praktijk gaat het om plannen, projecten etc. waarover op bestuurlijk niveau een definitief besluit is genomen of welke reeds zover gevorderd zijn dat het bevoegde gezag ze in redelijkheid bij de beoordeling moet meenemen. Maar er is geen peildatum welke goedgekeurde projecten etc. wel en niet meetellen bij cumulatie. Dus, tot welk moment laat je effecten van een goedgekeurd besluit meewegen in de significantie-beoordeling? En welke projecten die al gevorderd zijn in besluitvorming zouden redelijkerwijs moeten worden

meegenomen? Al deze vragen zijn onderdeel van het politieke en maatschappelijke debat. Duidelijk zal moeten worden welke activiteiten met welke effecten over welke periode meetellen. Deze 'levende' informatie moet actueel zijn. Het is telkens ter beoordeling van het bevoegde gezag hoelang een dergelijke (goedgekeurde) activiteit meedoet in de passende beoordeling. Dit gegeven veroorzaakt onzekerheid over *welke* activiteiten (naast de voorgenomen activiteit ook bestaand gebruik, eerder toegestane ingrepen, andere voorgenomen ontwikkelingen buiten het gebied etc.) moeten worden meegenomen. Cumulatie leidt dus tot onzekerheid van type 3.

Significantiebepaling en cumulatie: de druppel en de emmer

Voor Natura 2000-gebied X ligt er een aanvraag voor uitbreiding recreatiegebied A vlak buiten de Natura 2000-grens. Om te bepalen of deze uitbreiding significante gevolgen kan hebben moet rekening worden gehouden met:

- de bestaande recreatiedruk vanuit dit terrein en andere terreinen
- de autonome ontwikkeling binnen recreatie (trend: men trekt er steeds meer op uit en mountainbikers vervangen fietsers)
- de in behandeling zijnde aanvraag van recreatiegebied B aan de andere zijde

Een dergelijke "effecten-boekhouding" in tijd en ruimte kan ertoe leiden dat een activiteit die op zichzelf géén significante effecten heeft, er wél toe leidt dat de cumulatieve effecten significant worden: de kritische grens wordt bereikt.

Cumulatie van effecten: wanneer een enkele activiteit een complex van effecten veroorzaakt op verschillende doelstellingen, dan dienen de effecten op soorten en habitattypen te worden opgeteld tot één cumulatief effect voor de algemene instandhoudingsdoelen voor het Natura 2000-gebied C. Stel dat de cumulatieve effecten van storende factoren op individuele soorten en habitattypen berekend kunnen worden en dat deze ieder op zich niet significant zijn. Dan blijft nog de vraag over of zij gezamenlijk significant zijn voor het Natura 2000-gebied. Er moet dan gekeken worden of de afzonderlijke effecten geen afbreuk doen aan de "Algemene doelen per gebied" zoals de samenhang van de ecologische structuur en functies van het gebied en de gebiedsspecifieke ecologische vereisten. Vanwege de vaak diverse en complexe interactie tussen soorten en habitattypen, kan dit vanuit de ecologie een lastig te onderbouwen bewijs zijn. Cumulatieve effecten kunnen elkaar versterken of opheffen. De onzekerheid *hoe* cumulatieve effecten of synergie van storende factoren moet worden bepaald en dus ook hoe groot de dosis of doses binnen de effectbepaling zijn, leidt tot onzekerheid type 1 en 2. Storende factoren kunnen elkaar versterken of opheffen.

Synergie storende factoren

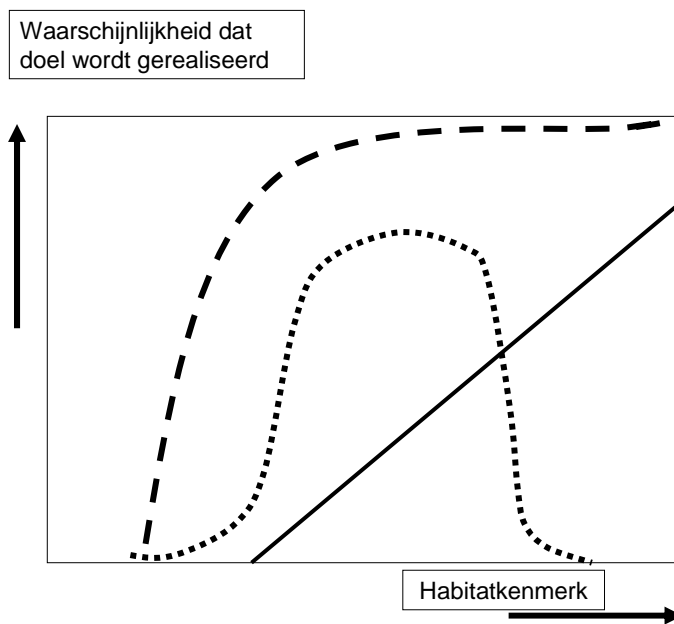
In een gebied wordt opnieuw ingericht voor recreatief medegebruik. Er worden extra paden aangelegd en in bepaalde delen wordt het waterpeil aangepast voor knuppelpaden. Een gevolg is dat de recreatiedruk toeneemt: de aanwezige broedvogels zijn gevoelig voor verstoring en kunnen door deze ontwikkeling achteruitgaan. Maar omdat een ander waterpeil in het delen van gebied wordt opgezet, neemt het broedgebied van diezelfde soorten toe, waardoor aanpassing per saldo neutraal uitkomt. (Dit is wel afromen van positieve effecten beheer op N2000-gebied, mag conform de wetgeving).

4.1.2 Onzekerheid over de dosis-effect relatie

De effecten op natuurwaarden worden vastgesteld via een dosis-effect studie. Op deze wijze worden gevolgen van de ingreep op de sleutelvoorwaarden voor de instandhoudingsdoelstellingen bepaald, zoals grondwaterstand, bodemprocessen, geluids- en lichtniveau, recreatief gebruik, oppervlakte, grondgebruik in de omgeving, verandering in barrièrevormende en verbindende elementen. Een effectstudie of effectenanalyse levert informatie over de activiteit en de beschermde natuurwaarden in het gebied en combineert deze gegevens. Door de storende factoren van de activiteit te koppelen aan de aanwezige natuurwaarden of de aanwezige abiotische en ruimtelijke condities ontstaat inzicht in de mogelijke verandering van de gebiedsdoelstelling. Eén effectstudie kan een veelvoud van dergelijke dosis-effect koppelingen omvatten. Zie bijvoorbeeld Broekmeyer, 2006; Neumann & Woldendorp, 2003; Steunpunt Natura 2000, in prep.).

Vorm dosis-effect relatie: In deze stap komen we tal van bronnen van onzekerheid tegen. In het ideale geval is een dosis-effect studie gebaseerd op een kwantitatieve relatie tussen de verandering in de sleutelfactor (de dosis) en de verandering in de graadmeter voor de doelstelling.

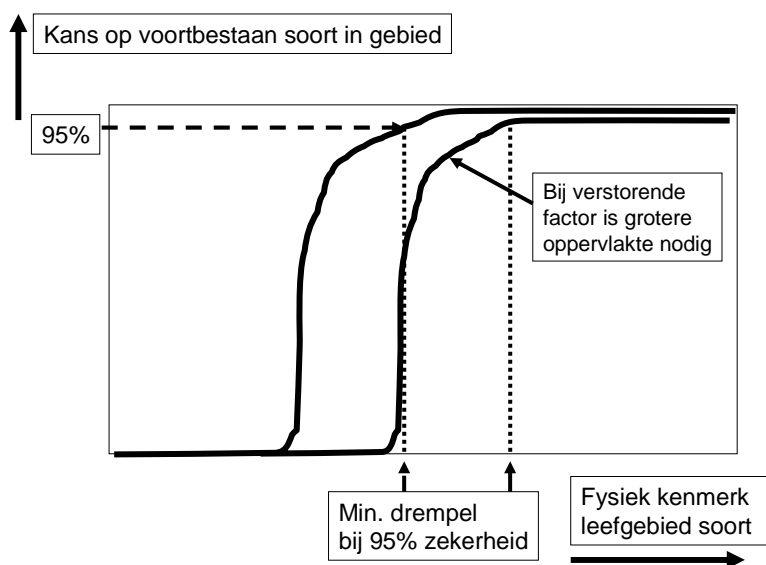
De dosis-effectrelatie kan verscheidene vormen aannemen (figuur 3). Bij een lineaire vorm neemt het effect proportioneel toe met de dosis, en is er geen niveau in de dosis aan te wijzen waarboven of waar beneden de invloed van de verandering sterk gaat stijgen of dalen. Wanneer de relatie de vorm heeft van een sprongfunctie of een curve met een maximumwaarde, is er sprake van een of meer kritische drempelwaarden. Die drempelwaarde speelt een grote rol in de effectbeoordeling. Aan de veilige kant van de drempel heeft een versturende factor weinig of geen effect, maar vlakbij de drempel kan een kleine verandering grote gevolgen hebben. Het kennen van de vorm van de curve en de ligging van de drempel is dus van groot belang voor het vaststellen van een effect.



Figuur 3. Drie typen van de relatie tussen het natuurbeschermingsdoel van een gebied en een habitatkenmerk van het gebied, bijvoorbeeld oppervlakte of grondwaterstand. De relatie kan lineair verlopen en het is dan zeer moeilijk om een drempelwaarde te bepalen.. Bij een sprongfunctie is er een minimumwaarde van het kenmerk waarboven het doel wordt gerealiseerd met een gekozen waarschijnlijkheid, bij een eentoppige curve is er een minimum en maximum drempelwaarde.

Interactie effecten: De dosis-effectrelatie is onderdeel van een complex stelsel van interacties (Figuur 4). Onder invloed van toenemende verdroging (autonoom proces) en recreatiedruk (als gevolg van een activiteit) kan bijvoorbeeld het effect van versnippering toenemen. Voor soorten die gevoelig zijn voor alle drie de veranderingen, is er dus een extra effect buiten de recreatie. Ook al verandert de staat van instandhouding voor deze soorten ten gevolge van uitsluitend recreatie niet, door het synergistische effect kan er met een omweg toch een ongunstige staat ontstaan. Dat betekent dat elke dosis-effectrelatie contextueel moet worden opgesteld of geïnterpreteerd, en dat rekening moet worden gehouden met synergistische effecten.

Schaalniveau effecten: Synergistische effecten ontstaan ook door interacties van processen op verschillende schaalniveaus. Natura 2000-gebieden zijn deel van het landschappelijke systeem. Er zijn complexe interacties met processen op andere ruimtelijke schalen dan die waarop de activiteit aangrijpt. Activiteiten op grote afstand van het Natura 2000-gebied, kunnen toch significant zijn via bijvoorbeeld grondwaterrelaties of omdat zij ingrijpen op metapopulatieprocessen. Zo heeft bruinkoolwinning in Duitsland effect op de grondwaterstand in de Meinweg. Evenzo dragen veeteeltbedrijven in de Gelderse Vallei bij aan de stikstofaanvoer naar de Veluwe. Het gaat hier om externe werking. Een effectbepaling dient rekening te houden met het optreden van dergelijke interacties binnen de beïnvloedingszone van het Natura 2000 gebied.



Figuur 4. Door synergistische effecten kan er een verschuiving optreden in de drempelwaarden van habitatkenmerken.

4.1.3 Conclusie onzekerheid vaststellen effecten

Al deze punten genereren onzekerheid, en dienen een plaats te krijgen in de effectbepaling.

Wij stellen voor dat bij de bepaling van de cumulatieve dosis, zoveel mogelijk in kwantitatieve termen, worden ingegaan op de volgende punten:

- Aard van de activiteit, locatie en afstand van de activiteit tot het Natura 2000-gebied;
- Beargumenteerde selectie van mogelijke storende factoren door de activiteit op basis van reikwijdte, intensiteit en duur;
- Beargumenteerde selectie van de overige activiteiten van belang voor de effectbeoordeling, en hoe deze kunnen interfereren met de storende factoren veroorzaakt door de activiteit.
- Beargumenteerde keuze welke van deze factoren worden betrokken in de effectstudie;

De effectstudie zelf dient in te gaan op een aantal bronnen van onzekerheid in de gebruikte kennis over de relatie tussen de dosis en het effect:

- Waarom is een keuze gemaakt voor de in beschouwing genomen dosis-effectrelaties? Op welke gronden?
- Wat is de kans dat ten onrechte relevante relaties buiten beschouwing zijn gelaten?
- Is gebruik gemaakt van een kwantitatief beschreven relatie? Welke bronnen zijn gebruikt? Hoe is geëxtrapoleerd naar de case? Welke

onzekerheden zijn het gevolg van deze interpretatie naar de specifieke context van de case?

- Welke vorm van de dosis-effect relatie is aangenomen en op welke gronden is deze aanname gemaakt? Welke onzekerheidsmarge rond de curve is aangenomen?
- Indien geen kwantitatieve relatie is gebruikt, welke onzekerheden zijn hiervan het gevolg?
- Is het aannemelijk dat er een kritisch omslagpunt is? Hoe is deze in de effectbepaling verwerkt?
- Hoe wordt de dosis-effect relatie beïnvloed door andere factoren? Wordt de kans dat het kritische omslagpunt wordt overschreden hierdoor beïnvloed?
- Hoe zijn de verschillende effecten geaccumuleerd?
- Welke effecten op afstand zijn overwogen (zowel via abiotische relaties als via dispersie- en trekbewegingen), welke zijn in de effectbepaling betrokken, en waarom? Welke bronnen van onzekerheid zijn hierbij aan de orde?
- Hoe zijn de bronnen van onzekerheid verwerkt in het voorspelde effect?

4.2 Vaststellen significantie

In Nederland zijn de doelstellingen per gebied gebaseerd op de landelijke staat van instandhouding in combinatie met het huidige belang van het gebied en de haalbaarheid op grond van abiotiek en autonome ontwikkeling (LNV, 2006). Dit mede conform R.O. 54 van het Kokkelarrest waarin staat dat de doelstellingen met name kunnen worden vastgesteld aan de hand van het belang van het gebied voor het behouden of herstellen van een gunstige staat van instandhouding van een type natuurlijk habitat of soort en aan de hand van het belang van een gebied voor de coherentie van het Natura 2000-netwerk. Tevens moet bij het vaststellen van de doelen gelet worden op de voor het gebied bestaande dreiging van achteruitgang en vernietiging.

Er is sprake van een significant effect als de gevolgen van de activiteit in strijd zijn met de instandhoudingsdoelstelling. De significantie van de effecten uit de effectstudie wordt dus beoordeeld in het licht van de instandhoudingsdoelstelling voor het gebied. Wij constateren hierbij dat er twee velden van onzekerheid zijn:

- Onzekerheid in de wijze waarop de doelen zijn vastgesteld en geformuleerd (par. 4.2.1)
- Onzekerheid in de wijze waarop de beoordeling plaatsvindt in het licht van de autonome ontwikkeling (van de omgeving) van het Natura 2000-gebied en de natuurlijke kenmerken van het ecosysteem (par. 4.2.2)

4.2.1 Onzekerheid over de instandhoudingsdoelen

De instandhoudingsdoelen van Natura 2000-gebieden zijn vastgelegd in de (ontwerp-)aanwijzingsbesluiten. Hetgeen in dit (ontwerp-)aanwijzingsbesluit vermeld staat, is dus het 'harde' gegeven (de maatlat) waarmee men rekening moet houden bij het bepalen van significante effecten.

Per Natura 2000-gebied zijn de doelen voor soorten en habitattypen vermeld in termen van behoud of herstel van de omvang en de kwaliteit van het leefgebied. Voor soorten is ook een doelstelling voor de omvang van de populatie aangegeven in termen van behoud of uitbreiding. Bij herstel van habitattypen gaat het om uitbreiding van de oppervlakte en/of om verbetering van de kwaliteit. Bij herstel van soorten gaat het om uitbreiding van de omvang van het leefgebied en/of verbetering van de kwaliteit van het leefgebied. Bij een herstelopgave uitbreiding dient men zicht te hebben op kansrijke locaties. De doelen zijn niet gekwantificeerd. Alleen bij vogels beschermd onder de Vogelrichtlijn is deze doelstelling gekwantificeerd en worden aantallen broedparen gegeven als norm voor de draagkracht van het leefgebied en indicatie voor het benodigde oppervlak. Wanneer de formulering van de doelen niet eenduidig afrekenbaar is, wordt de ruimte voor het debat vergroot (onzekerheid type 3).

Niet-kwantitatieve doelen: De termen 'behoud' en 'herstel' impliceren een maatlat of norm waaraan behoud en herstel kunnen worden afgemeten, bijvoorbeeld in termen van behoud van xx hectare van het habitatype A of herstel van waterkwaliteit norm B voor behoud van soort C. Een dergelijke norm zou kunnen worden opgesteld op grond van historische of ecologische overwegingen voor bijvoorbeeld oppervlakte en kwaliteit van habitatype Z:

- Norm gebaseerd op situatie ten tijde van inwerkingtreden Habitatrichtlijn
- Norm gebaseerd op situatie ten tijde van aanwijzing gebied
- Norm gebaseerd op kennis benodigd oppervlak duurzaam voorkomen ecosysteem
- Norm gebaseerd op actueel aanwezig en potentieel beschikbaar habitat.

De wijze waarop een dergelijk norm wordt vastgesteld betreft een samenspel tussen wetenschap en beleid. Momenteel hanteert LNV als uitgangssituatie voor behoud de situatie zoals die was/is op het moment van aanwijzing.

Wat betreft oppervlakte is, ook met een kwalitatieve norm, door de fysieke en eenduidige impact van de ingreep, met veel meer zekerheid het effect te benoemen dan wanneer het gaat om effecten die ingrijpen op de abiotische condities. Veranderingen in kwaliteit treden meestal op in een subtiele en sluipende vorm (zie ook reactietijd). Het aantonen dat een activiteit de kwaliteitsdoelstelling aantast, is veelal een lastige activiteit. Bovendien zijn bij hersteldoelstellingen voor kwaliteit geen tijdpaden aangegeven. Zo is onduidelijk of een ingreep als significant moet worden beoordeeld als hierdoor herstel kwaliteit niet wordt belemmerd maar wel wordt vertraagd. Het gaat hier om onzekerheid in de doelstellingen van het type 3.

Veranderingen in kwaliteit: wanneer significant?

De landelijke staat van instandhouding van Kranswierwateren is ongunstig. De Veluwerandmeren zijn het belangrijkste gebied in Nederland voor kranswier op grond van zeldzaamheid en aandeel van specifieke kranswiervegetaties. In Natura 2000-gebied Veluwerandmeren de doelstelling voor het habitatype Kranswierwateren behoud oppervlakte en kwaliteit. De kansen op duurzaam behoud zijn in het Veluwe meer niet erg duidelijk: er treedt geleidelijk een verslechtering van de situatie op, waarschijnlijk door toenemende vertroebeling van het water.

Stel: er komt een aanvraag binnen voor een evenement waarbij in een deel van het Veluwe meer een waterski-wedstrijd plaatsvindt. Dit leidt tot een vertroebeling van het water. Uit de effectstudie blijkt dat deze vertroebeling in het niet valt bij de al bestaande, permanente bronnen van vertroebeling (scheepvaart en pleziervaart).

Wie en wat bepaalt of er mogelijk sprake is van een significant effect? Als de achteruitgang in kwaliteit (vooralsnog) niet leidt tot een kwantificeerbare afname van het oppervlak, hoe groot moet de achteruitgang dan zijn om toch significant te wezen?

Schaalniveau en relatief belang van gebied voor Natura 2000 netwerk:: LNV hanteert als uitgangspunt dat het effect van een activiteit moet worden gewogen tegen de doelstelling en de staat van instandhouding van het gebied, en niet tegen de bijdrage van het gebied aan het gehele ecologische netwerk. Daarbij gaat men ervan uit het belang dat aan het gebied is toegekend door de formulering van de doelstelling, de bijdrage aan het Natura 2000-netwerk al is verwerkt. Het Kokkelvisserij-arrest stelt onomwonden (R.O. 49) dat de gevolgen van een project op de instandhoudingsdoelstelling met name moet worden beoordeeld in het licht van de specifieke milieukeurmerken en omstandigheden van het gebied.

Anderzijds is de bijdrage van het gebied aan de nationale instandhoudingsdoelstellingen natuurlijk geen statisch gegeven. Trends van soorten kunnen bijvoorbeeld regionaal verschillen, en wij verwachten dat een discussie in hoeverre gebiedsdoelen Natura 2000-doelen afdekken niet kan worden genegeerd. De juridische houdbaarheid om effecten op doelen op gebiedsniveau of netwerkniveau te beoordelen wordt wel als onduidelijk beoordeeld (mond.med. Freriks d.d. 28-11-07, onzekerheid type 3). In de praktijk zien we dan ook dat het relatieve belang van het gebied voor de Nederlandse staat van instandhouding toch wordt meegenomen in de beoordeling (Bureau Waardenburg, 2007; Themabijeenkomst Significantie, Netwerk Groene Bureau 28-11-2007).

Belang gebied

Een soort kent landelijk een gunstige staat van instandhouding. In 10 gebieden is de soort kwalificerend en is de doelstelling behoud van oppervlakte en kwaliteit leefgebied. Gebied A herbergt een sleutelpopulatie, gebied B niet. Afbreuk aan behoud in A heeft dus andere betekenis voor de staat van instandhouding van de soort dan afbreuk aan behoud in B.

4.2.2 Onzekerheid over de beoordeling van de significantie van het effect

Autonome ontwikkeling: het vaststellen van de autonome ontwikkeling is een bron van onzekerheid, zowel door een gebrek aan gegevens (onzekerheid type 1) als door discussie wat wel en niet tot de autonome ontwikkeling hoort (onzekerheid type 3). De autonome ontwikkeling heeft een rol gespeeld bij het vaststellen van gebiedsdoelen. Maar het begrip autonome ontwikkeling is voor velerlei uitleg vatbaar. Op welke schaal wordt deze ontwikkeling vastgesteld? En welke ontwikkelingen worden er allemaal toe gerekend? Waar ligt de scheidslijn tussen autonome ontwikkeling, bestaand gebruik en cumulatieve activiteiten? Autonome ontwikkeling gaat per example altijd door en is niet af te bakenen op de tijd van het vastleggen van de instandhoudingsdoelen. Het leggen van een grens bij het afbakenen van autonome ontwikkeling gaat aldus gepaard met onzekerheid, voortkomend uit maatschappelijk debat over inhoud en schaal hiervan. Dit maakt het lastig ondubbelzinnig vast te stellen hoe het effect beoordeeld moet worden in het licht van de autonome ontwikkeling.

Klimaatverandering als autonome ontwikkeling

Gelet op het grote potentiële effect van klimaatverandering lijkt het voor de hand te liggen dat zowel voorspelde stijgende temperaturen als toenemende weersextremen op de natuurwaarden worden meegenomen bij het vaststellen van de autonome ontwikkeling. Ook zou rekening moeten worden gehouden met de verwachte aanpassingen van het landgebruik aan de gevolgen van klimaatverandering op andere ruimtegebruikfuncties. Onderzoek naar veranderingen in klimaat en de gevolgen is gaande. Nieuwe wetenschappelijke inzichten zullen het maatschappelijke debat beïnvloeden. Onduidelijk is hoe dit zijn weerslag zal vinden in lokale en nationale doelen voor behoud biodiversiteit.

Natuurlijke fluctuaties: Significante effecten moeten afgezet worden tegen de achtergrond van natuurlijke fluctuaties van een ecosysteem waar het Natura 2000-gebied onderdeel van uitmaakt. Welke norm of getal (zie boven) er ook wordt gekozen voor de instandhoudingsdoelen, de oppervlakte van een habitattype of het aantal broedparen zijn nooit constant. LNV stelt dan ook dat onder 'behoud' het behoud van het gemiddelde van de voorafgaande jaren wordt bedoeld, mits dat gemiddelde is ontstaan als gevolg van natuurlijke fluctuaties en mits het gemiddeld geen trend vertoont (Bal 2007). Daarmee wordt een aantal onzekerheden geïntroduceerd. Allereerst vereist het ondubbelzinnig vaststellen van een trend voor een enkel gebied een lange meetreeks met behulp van vergelijkbare inventarisatiemethoden onder vergelijkbare meetcondities. Vaak zijn er factoren die het vergelijken van telgegevens tussen de jaren bemoeilijken, zoals weersomstandigheden en een wisseling van waarnemers. Wetenschappelijke trendanalyse is daarom lang niet altijd mogelijk (type 1 onzekerheid). Het oordeel of er sprake is van een trend zal daarom eerder een maatschappelijk bepaalde, want normatieve inschatting zijn (Raad voor de Wadden, 2007).

De tweede voorwaarde, dat de fluctuaties natuurlijke oorzaken moeten hebben, kan evenmin wetenschappelijk ondubbelzinnig worden bepaald. Het is mogelijk om de lokale trend visueel te vergelijken met nationale trends, en vervolgens vast te stellen of de nationale trend hetzelfde verloop laat zien. De beoordeling of de nationale trend geheel wordt veroorzaakt door natuurlijke oorzaken wordt bemoeilijkt door de complexiteit van de maat, die wordt beïnvloed door natuurlijke processen en veranderingen in landgebruik op een reeks van ruimtelijke schalen. Wetenschappelijke methoden kunnen wel structuur ontdekken in grote databestanden, maar deze nooit detailleren voor het lokale niveau van een gebied. De voorwaarde dat lokale fluctuaties alleen passen bij de behoudsdoelstelling indien het gevolg van natuurlijke fluctuaties is dus alleen vast te stellen met grote onzekerheid van type 2.

Wanneer nationale trends als referentie worden gebruikt en wordt aangenomen dat deze uitsluitend het gevolg zijn van natuurlijke oorzaken, dient men vast te stellen welke afwijking van die nationale trend is toegestaan voordat men besluit tot een niet natuurlijke lokale oorzaak. Daarover geven wetenschappelijke methoden geen uitsluitsel (type 2 onzekerheid) .

Natuurlijke fluctuaties en versnippering

Wetenschappelijk onderzoek laat zien dat fluctuaties in lokale populaties die onderdeel zijn van grotere netwerken, grotere amplitudes vertonen bij toenemende versnippering. Dat geldt bijvoorbeeld voor fluctuaties ten gevolge van weersomstandigheden. Ook duurt het bereiken van de normale populatiegrootte na een “crash” langer naarmate leefgebied meer versnipperd is. Dat betekent dat op lokaal niveau de populatie dezelfde trends laat zien als de nationale, maar sterker en met een vertragend effect. Op basis van een meetreeks van 20 jaar zien we dat het gemiddelde van een lokale populatie in sterk versnipperde systemen lager ligt dan bij lokale populaties bij matige versnippering. De fluctuaties hebben een natuurlijke oorzaak, maar worden versterkt door een door de mens veroorzaakte factor. Hoe moeten we deze fluctuaties nu beoordelen?

Bij zoveel complexiteit en onzekerheid is het vanzelfsprekend dat men probeert simpele methoden te ontwikkelen. Wij denken dat deze methoden het risico in zich dragen schijnzekerheid te creëren, die eerder afbreuk doen aan de doelstellingen van de Vogel- en Habitatrichtlijn dan dat ze een oplossing dichterbij brengen. Een voorbeeld vormen de generieke normen voor maximale verandering van condities van Natura 2000 gebieden die in de jurisprudentie opduiken. Wij gaan er hierbij vanuit dat de complexiteit van ecologische systemen generieke normen voor significantie niet toelaat, omdat de relatie tussen dosis en effect vaak niet lineair is. Bij het toepassen van een norm wordt aangenomen dat een kleine afname in oppervlakte geen significant effect op het voortbestaan van een soort of een levensgemeenschap heeft. Daarbij wordt ten onrechte verondersteld dat er een lineaire relatie is tussen kans op voortbestaan en oppervlakte; deze relatie heeft de vorm van een sprongfunctie met een kritische drempel. Een vaste norm uitgedrukt als percentage doet geen recht aan deze relatie. Boven die drempel kan een afname van 10% geen

enkel effect sorteren, terwijl vlakbij de drempel een minieme afname grote gevolgen heeft.

Natuurlijke fluctuaties en significantie

Sommige soorten fluctueren sterk in aantallen individuen per jaar bijvoorbeeld door het periodiek uitbreken van ziektes (zeehond) of extreme weersomstandigheden (moerasvogels in Afrika). Uitgaande van een niveau dat hoort bij het gemiddelde aantal waarin een soort voorkomt, lijkt een afname van bijvoorbeeld 5% ten gevolge van toenemende verstoring of versnippering niet significant. Dit kan echter, kort na een sterke afname, de populatie onder de kritische drempel drukken. Bij talrijke, sterk fluctuerende soorten valt de risicobeoordeling van een afname van 5% dus anders uit dan bij talrijke, weinig fluctuerende soorten.

Reactietijd en hersteltijd systeem: Het kan voorkomen dat de gevolgen van een ingreep pas na lange tijd effect hebben op natuurwaarden. Niet iedere dosis ten gevolge een activiteit leidt tot een direct meetbaar effect op de natuurwaarden. In bepaalde gevallen zit er een tijdsperiode tussen het optreden van de dosis en het effect. Dit kan bijvoorbeeld het geval zijn als er sprake is van een ingewikkelde effectketen, waardoor de effecten zich eerst indirect manifesteren. Dit was bijvoorbeeld het geval bij de effecten van gechloreerde koolwaterstoffen op vogels en zoogdieren. De time-lag die kan optreden tussen de dosis en het effect zorgt voor een bron van onzekerheid binnen een effectstudie. Het gaat om onzekerheden van type 1 indien we niet weten *of* er sprake is van een time-lag.

Type 3 onzekerheid ontstaat bij het interpreteren van de speelruimte die een vertraagde reactie van het systeem biedt bij het beoordelen van de significantie van het effect de activiteit. Ook indien de time-lag onderkend wordt en te beschrijven is, zal er altijd onzekerheid bestaan over de overige ontwikkelingen die zich in die tussentijd zullen voordoen. Hoe langer de reactietijd van het systeem, hoe moeilijker de autonome ontwikkeling is te bepalen. Misschien worden in de periode van de time-lag wel nieuwe mitigatiemaatregelen ontdekt; misschien treedt er in de tussentijd wel cumulatie op met andere storende factoren. Het feit *dat* er een time-lag is, leidt dus automatisch ook tot een onzekerheid ten aanzien van de significantie van het effect op termijn.

Een ander aspect gekoppeld aan lange hersteltijden ontstaat wanneer we met tijdelijke storende factoren als gevolg van de activiteit te maken hebben. Als de tijd dat de verstoring duurt erg kort is ten opzichte van de reactietijd, besluiten we dan makkelijker dat de ingreep niet significant is?

Time-lag en significante effecten

Er is sprake van vervuiling van het grondwater op kilometers afstand van een beschermd gebied. Het duurt tien tot twintig jaren voordat de vervuiling weer via het diepe grondwater opkwelt en zo de kwaliteit van de bodemcondities in het gebied beïnvloedt. Het kan ook sprake zijn van een time-lag omdat het effect wel direct meetbaar is, maar niet direct de beschermde soort beïnvloedt. Bijvoorbeeld vervuiling van het grondwater leidt tot verandering in de soortensamenstelling van een specifiek vegetatietype. Hierdoor verdwijnt geleidelijk de waardplant van een beschermde vlindersoort. Er treedt een geleidelijke, slechts indirect herleidbare, achteruitgang in aantallen op.

4.2.3 Conclusie onzekerheid vaststellen significantie

Een significantie-beoordeling dient rekening te houden met de volgende gegevens en bronnen van onzekerheid:

- Tegen welke referentie (lokaal, nationaal) is de invloed op de instandhoudingsdoelstellingen bepaald?
- Hoe is omgegaan met niet-kwantitatieve doelstellingen?
- Wat is het tijdspad van het effect op doelstellingen van het gebied (reactietijd en eventueel hersteltijd ecosysteem en populatie), en hoe is dit gegeven verdisconteerd in de beoordeling van de significantie?
- Hoe zijn trends in de doelstellingen van het gebied vastgesteld, en hoe zijn natuurlijke oorzaken onderscheiden van niet-natuurlijke oorzaken (van fluctuaties)?
- Hoe is bestaand gebruik van het gebied afgebakend? Hoe zijn overige plannen en projecten in of nabij het gebied afgebakend? Hoe is het effect hiervan betrokken op het effect van de activiteit?
- Hoe is de autonome ontwikkeling afgebakend en hoe is het effect hiervan gecombineerd met het effect van de activiteit?
- Zijn de cumulatieve effecten soort/habitatype ook beoordeeld op de algemene doelen van het gebied?

5 Omgaan met onzekerheden

Het onderstaande schema (figuur 5) biedt een samenvatting van de verschillende bronnen van onzekerheid uit de voorgaande hoofdstukken. Onzekerheden treden op bij het vaststellen van de waarden en doelen van een gebied, van de effecten van een voorgenomen activiteit op het Natura 2000-gebied en het bij het beoordelen van dat effect in termen van significantie ten aanzien van het realiseren van die doelstelling.

	Onzekerheid 1: Onbekendheid wetenschap – kennislacune	Onzekerheid 2: Structurele onbekendheid – complexiteit ecosysteem	Onzekerheid 3: Onduidelijkheid rond maatschappelijke weging en waardering
Actuele waarden en doelstelling	Informatie wordt verplicht gesteld in richtlijn.	Lange termijn data per gebied met standaardmethodiek is verplicht in richtlijn	Interpretatie van natuurlijke oorzaken van fluctuaties en trends vergt normatieve inschatting
Effectbepaling	DOSIS- EFFECTRELATIES NIET VOORHANDEN, METHODEN VOOR MULTIPLE STRESS NIET VOORHANDEN	LANGE TERMIJN FLUCTUATIES ANALYSEREN EN FACTOREN OP VERSCHILLENDE SCHAALNIVEAUS BEPALEN	Effectbepaling bij niet toetsbare doelstellingen
Significantiebepaling	VASTSTELLEN INVLOED OVERIGE ACTIVITEITEN EN AUTONOME ONTWIKKELING	EFFECTEN KLIMAATVERANDERING EN GROOTSCHALIGE WEERSVARIATIE OP LOKALE NIVEAU INTERPRETEREN	AFBAKENEN OVERIGE ACTIVITEITEN EN AUTONOME ONTWIKKELING WEGING EFFECT AUTONOME ONTWIKKELING KEUZE REFERENTIE NIVEAU VOOR BEOORDELING OMGAAN MET LANGE REACTIETIJD

Figuur 5. Voorbeelden van typen onzekerheid bij een passende beoordeling. De in hoofdletters weergegeven vakken geven op middellange termijn de grootste problemen, en zijn op die termijn ook niet oplosbaar

Een belangrijke conclusie uit deze analyse is dat wetenschappelijke zekerheid, dus ook na het oplossen van type 1 onzekerheid (onwetendheid) niet kan worden verkregen. Hieraan wordt door de uitspraak uit het Kokkelvisserij-arrest tegemoetgekomen met de formulering om “wetenschappelijk gezien twijfel over negatieve effecten *redelijkernijds* uit te sluiten”. Echter, het Kokkelvisserij-arrest miskent de structurele typen 2 en 3 onzekerheid. Zelfs het beste wetenschappelijke onderzoek kan deze vormen van onzekerheden nooit uitsluiten (Geneletti 2003; Funtowitcz 2000).

Wanneer onzekerheid onvermijdelijk is, verschuift de opgave van het vermijden van onzekerheid naar er mee leren omgaan. Belangrijk is daarbij om onderscheid te maken tussen daadwerkelijk voorzorg en risico-management. Bij voorzorg is er sprake van preventie indien er onzekerheid is over de schadelijke gevolgen. Het doel van risico-management is de kans op schade die maatschappelijk onacceptabel is te verkleinen (Kriebel 2001). Hoewel besluiten over toepassing van het voorzorgprincipe of van risico-management in het domein van de politiek worden genomen, heeft de wetenschap daarbij een rol: zowel in de vorm van het expliciteren van onzekerheid als in het ontwikkelen van strategieën voor risico-management.

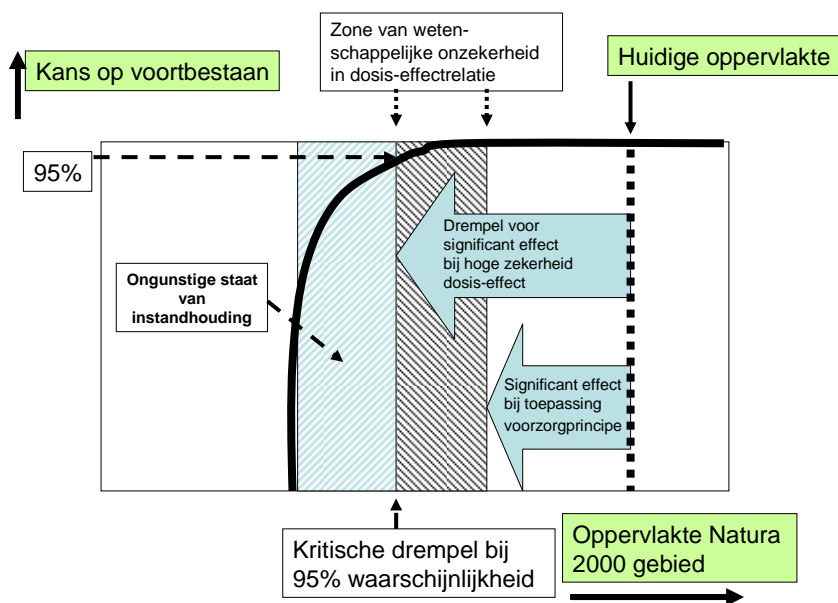
5.1 Het voorzorgbeginsel: omgaan met onwetendheid

Het belangrijkste referentiepunt voor het omgaan met kennislacunes is het voorzorgsbeginsel. Dit beginsel fungeert sinds meer dan 20 jaar als een belangrijk element in milieu- en natuurbeleid. Het is verankerd in nationaal en internationaal beleid. Centraal staat het principe dat “where there are threats of serious or irreversible damage, lack of full scientific certainty shall not be used as a reason for postponing cost-effective measures to prevent environmental degradation”. (Rio Declaration, principle 15, 1992). De CBD formuleert: “where there is a threat of significant reduction or loss of biological diversity, lack of full scientific certainty should not be used as a reason for postponing measures to avoid or minimize such a threat”. Het voorzorgsbeginsel is van toepassing bij onvoldoende inzicht in wetenschappelijke kennis over mogelijke effecten van een ingreep (onzekerheid type 1: wetenschappelijke kennislacunes). De toepassing van het voorzorgprincipe impliceert overigens dat er redenen zijn aan te nemen dat negatieve effecten waarschijnlijk zijn, ook al zijn die niet met zekerheid te bewijzen of te kwantificeren.

Wanneer niet met zekerheid kan worden vastgesteld wat de effecten van de ingreep zijn omdat relevante kennis ontbreekt (bijv. verspreidingsgegevens zijn niet aanwezig, wetenschappelijke analyse dosis-effectrelatie ontbreekt), kan het bevoegd gezag het voorzorgsprincipe toepassen. Een probleem daarbij is echter dat een eenduidig kader ontbreekt om het voorzorgsbeginsel toe te passen. Het verdrag van de Europese Unie verwijst weliswaar naar het voorzorgprincipe, maar definieert het niet (Foster et al. 2000). De Europese Commissie (2000) stelt vijf regels voor die leidend zijn bij het nemen van maatregelen bij wetenschappelijke onzekerheid, waaronder consistentie met vergelijkbare situaties, een kosten-baten afweging en een tijdelijk karakter in afwachting van meer wetenschappelijke zekerheid (zie ook Funtowicz et al., 2000). In de meest extreme interpretatie leidt het voorzorgsbeginsel ertoe dat initiatieven waarbij niet met 100% zekerheid vaststaat of schadelijk effecten zullen uitblijven, niet toegestaan worden. Conform de richtlijnen van de EU (2000) zal dat alleen gebeuren indien deze maatregel als proportioneel in relatie tot de risico's wordt beoordeeld. In de praktijk komt toepassing van het voorzorgsbeginsel er veelal op neer dat bij onvoldoende kennis wordt uitgegaan van het meest negatieve scenario (worst-case scenario), en dat een reeks maatregelen wordt genomen die de kans daarop verkleinen. Onduidelijkheid blijft bestaan over de mate van wetenschappelijke

onzekerheid die de toepassing van het voorzorgprincipe legitimeert (Foster et al., 2000).

Behalve in het beleid kan het voorzorgprincipe ook worden toegepast in het vaststellen van effecten, bijvoorbeeld wanneer dosis-effectmodellen een grote onzekerheid vertonen (figuur 6). Hoewel het voorzorgprincipe uitgaat van een duidelijke scheiding van verantwoordelijkheden van politiek en wetenschap (Kriebel et al. 2001), leidt de veranderende opvattingen over de maatschappelijke rol van wetenschap (Funtowicz & Ravetz, 1993, Funtowicz et al., 2000) tot de vraag of er niet meer moet worden geïnvesteerd in samenwerkingstrajecten bij het ontwikkelen van methodieken van effectmeting bij onzekerheid. In het laatste deel van dit hoofdstuk komen we daarop terug.



Figuur 6. Inbouwen van een onzekerheidsmarge in het kritische omslagpunt (drempel waaronder tot significantie wordt besloten). Wanneer er wetenschappelijke onzekerheid is over de nauwkeurigheid van een berekende dosis-effectcurve over de relatie tussen oppervlakte en instandhoudingsdoel, en dus ook over de kritische drempelwaarde voor de instandhoudingsdoelstelling, dat kan men een onzekerheidsmarge inbouwen. Deze heeft tot gevolg dat de kritische drempel hoger komt te liggen. Een verandering van oppervlakte leidt dan eerder tot significant effect.

Monitoring is een essentieel onderdeel van beleid dat gebaseerd is op het voorzorgsbeginsel (Kriebel, 2001; Funtowicz, 2000). Alleen toenemend inzicht in schadelijke gevolgen, te verkrijgen door meten en analyseren van effecten van activiteiten, is in staat de onzekerheden zo niet uit te sluiten, dan in ieder geval beter te benoemen. Adequate monitoring laat zien of mogelijke risico's optreden en is een basis voor het ontwikkelen van natuurbeleid tot een maatschappelijk leerproces. Zie het hand-aan-de-kraan-principe in de casus gaswinning Waddenzee.

5.2 Risico-management: omgaan met structurele onzekerheid

Hoewel onderzoekers er naar streven onzekerheid in de kennis van ecologische systemen zo veel mogelijk op te heffen, hebben we laten zien dat beleidsmakers en politici altijd te maken zullen hebben met onzekerheid, allereerst omdat onderzoekers nog niet in hun streven zijn geslaagd, maar zeker ook omdat ecologische systemen inherent complex en onvoorspelbaar zijn. Onderzoekers proberen die onzekerheid meetbaar en kwantificeerbaar te maken, maar verliezen daarbij uit het oog dat een deel van die onzekerheid buiten hun terrein ontstaat. Onzekerheid wordt bovendien vaak als een marginaal verschijnsel, als een mathematisch artefact beschouwd, en wetenschappelijke methoden presenteren onzekerheid in het beste geval als een waarschijnlijkheidsverdeling rond een parameter (Van Asselt en Rotmans, 2002).

Deze aanpak verlost besluitvormers niet van onzekerheid over de gevolgen van een activiteit op een instandhoudingsdoel van een Natura 2000-gebied. Het gaat hier dus om het omgaan met door de wetenschap niet te elimineren onzekerheid (type 2). Type 3 onzekerheid is per definitie het gevolg van in het maatschappelijke debat ontstane onzekerheid. Het beoordelen van de risico's die met deze onzekerheid samengaan, risico's dus voor de instandhoudingsdoelstelling in een Natura 2000-gebied of eventueel een netwerk van deze gebieden, is een politiek proces. Het wegen van deze risico's zal altijd plaatsvinden in de context van waardetoekenning aan natuur en het maatschappelijke belang van de voorgenomen activiteit. Er zal daarbij rekening gehouden worden met de kans op het optreden van schade en met de mogelijkheid van herstel van de schade indien deze inderdaad optreedt.

We onderscheiden 3 strategieën om met deze onzekerheid om te gaan, die los van elkaar of in combinatie kunnen worden toegepast:

- 1) de kans op schade zo klein mogelijk te maken;
- 2) de kans op schade te accepteren en het optreden van schade nauwkeurig te volgen;
- 3) de kans op herstel te maximaliseren.

De kans op schade wordt bijvoorbeeld geminimaliseerd door het synergistische effect van bestaand gebruik, van andere activiteiten waarover reeds een besluit is genomen, of van de autonome ontwikkeling te elimineren of te minimaliseren. Zo kan men bijvoorbeeld maatregelen nemen die voorkomen dat de autonome ontwikkeling de kans op schade versterkt.

Een recente vorm van risico-management is het 'hand-aan-de-kraan'principe, zoals dat is toegepast bij de gaswinning Waddenzee (ABRS 29 augustus 2007). Dit principe houdt in dat de effecten van een activiteit gemonitord worden. Zodra uit de monitoring blijkt dat er zich toch andere of negatieve effecten voordoen, kan er worden ingegrepen op de activiteit. Een dergelijk monitoringsprotocol plus ingrijpbevoegdheid (hand-aan-de-kraan) is een voorbeeld van risico-beheersing.

De EC noemt dit een risk reduction measure waarmee in voorkomende gevallen uitvoeren aan het voorzorgbeginsel kan worden gegeven. In de praktijk betreft het een Nbw-vergunning onder voorwaarden. Deze vorm van management is vanuit

ecologisch oogpunt alleen effectief indien de reactietijd tussen het toedienen van de dosis en het optreden van het effect kort is, en bovendien het vermogen van het systeem om zich snel te herstellen groot. De aanname bij deze vorm van risicomangement is dat als de activiteit gestopt wordt, de storende factoren ook gelijk wegvallen, en niet lang na-ijlen. Bij ingrepen op het diepe grondwatersysteem is deze vorm van risico-management dus niet toepasbaar. Inzicht in eigenschappen en doorwerking van storende factoren is dus essentieel.

Een tweede aanname is dat de hersteltijd kort is. Als het lang duurt voor de abiotische randvoorwaarden weer behaald zijn en/of de ecologische structuur en functies van het systeem weer op orde zijn, kan er in de tussentijd onomkeerbare schade optreden. Een korte reactietijd en snelle hersteltijd zijn vooral voorbehouden aan dynamische ecosystemen, zoals de Waddenzee. Het is evident dat in hoogvenen of bossen herstel langer zal duren.

In het derde type investeert men in het vermogen van ecosystemen zich te herstellen van een eventuele schade. Aantasting van de gunstige staat van instandhouding wordt daarbij dus niet uitgesloten, maar men gaat ervan uit dat sterke ecosystemen het vermogen hebben die schade te herstellen. Deze vorm van risico-management is nog nauwelijks ontwikkeld, want hij past niet bij de huidige paradigma's van conserverende maatregelen gericht op handhaving van de status quo. Bij deze vorm van risicomangement wordt tegelijk met of voorafgaand aan de ingreep het vermogen van ecologisch systeem versterkt. Zodoende kunnen onzekere en onbekende fluctuaties die tot verlies van biodiversiteit leiden, op worden gevangen. Volgens dit principe zijn ecologische systemen inherent dynamisch, en er wordt dus niet zozeer geïnvesteerd in het tegengaan van het effect als wel in het versterken van het systeem effecten op te vangen. Het concept van ecologische veerkracht leent zich als basis voor een uitwerking van dit principe. Een voorbeeld is dat een verkleining van een gebied wordt geaccepteerd, ook al weten we niet precies het effect op een beschermde soort, onder de voorwaarde dat de soort elders binnen het netwerk van natuurgebieden nog aanwezig is. Het risico-management bestaat er dan uit dat wordt geïnvesteerd in de kwaliteit en de connectiviteit van het gehele netwerk, als verzekering tegen risico's die we niet precies kennen. We spreken hierbij niet over compensatie, omdat het te compenseren effect niet vaststaat, en we niet streven naar een identieke reparatie van de schade elders. Dit principe leent zich voor nadere uitwerking voor het omgaan met onzekerheid wanneer óf de hersteltijd óf de reactietijd kort is.

In figuur 7 wordt voorgesteld de keuze voor een van deze strategieën te laten afhangen van de eigenschappen van het ecologische systeem. Bij snel reagerende systemen met een hoog herstelvermogen kunnen we ons meer risico's permitteren, zolang we de ontwikkeling van de instandhoudingsdoelstellingen na de ingreep op de voet blijven volgen. Wanneer blijkt dat de activiteit tot schade leidt, heeft het onmiddellijk stoppen van de storende invloed direct effect, kan herstel snel optreden, en is het risico van verlies gering. Wanneer de reactietijd wel kort is, maar de hersteltijd niet, is er een grotere kans op verlies gedurende de periode van herstel, en moeten we extra zekeringen inbouwen buiten het gebied. Bij een lange reactietijd

heeft monitoring weinig zin: we merken pas dat het fout gaat als het al lang te laat is. Van de andere kant is er dan ook tijd voor herstel, en als dit vrij snel verloopt zijn de risico's mogelijk door het systeem zelf op te vangen. Investeren in veerkracht is daarom het overwegen waard.

Bij zowel lange reactietijd als lange hersteltijd zijn we eigenlijk altijd te laat, want het duurt te lang voor herstel optreedt en onherstelbaar verlies van biodiversiteit is dan een relatief groot risico. Dat gegeven moet zijn weerslag krijgen in besluitvorming bij hoge risiconiveaus. Wellicht dat voor dergelijke gevallen, ook wanneer er geen zicht is wetenschappelijke helderheid, op basis van het voorzorgprincipe toch een transparante besluitvormingsmethodiek kan worden ontwikkeld.

		Hersteltijd van ecologisch systeem na stoppen storende invloed activiteit	
		Kort	Lang
Reactietijd van ecologisch systeem na ingreep	Kort	<i>Hand-aan-de-kraan principe</i>	<i>Investeren in veerkracht plus hand-aan-de-kraan</i>
	Lang	<i>Investeren in veerkracht</i>	<i>Traagheid systeem laat geen ruimte voor risicobeheersing Overweeg strict toepassen voorzorgsbeginsel</i>

Figuur 7. Mogelijke vormen van risico-management nadat is besloten dat het risico acceptabel is. Verschillende combinaties van reactietijd van het ecologische systeem op de activiteit en hersteltijd van het systeem na stoppen van de activiteit leiden tot verschillende strategieën. Bij een lange reactietijd en hersteltijd van het systeem is het risico op negatieve effecten feitelijk niet acceptabel

5.3 Besluitvormingsmanagement

Er ontwikkelt zich een breed gedragen inzicht dat democratische besluitvorming in een kennisgeoriënteerde maatschappij vereist dat wetenschap en politieke besluitvorming hun onderlinge posities heroverwegen. Wetenschap wordt niet langer gezien als een objectieve activiteit die vrij is van maatschappelijke waarden (Raad voor de Wadden, 2007). De geloofwaardigheid van de wetenschap vereist dat normatieve uitgangspunten in het wetenschappelijke proces transparant worden gemaakt, en de gebruikswaarde van wetenschappelijke producten hangt af van mate waarin deze producten aansluiten bij de toepassingscase en bij het type besluitvormingsproces (Cash et al., 2003). Daarbij gaat het niet alleen om het verhelleren van onzekerheid in voorspellingen. Regan et al. (2002) wijzen er op dat ook onduidelijkheid over begrippen en definities en over context een belangrijke bron van onzekerheid is in besluitvorming over natuurbehoudskwesties. Ook aan politieke besluitvorming worden door de maatschappelijke partijen hoge eisen gesteld, onder meer ten aanzien van consistentie en transparantie. Deze ontwikkeling toegepast op besluitvorming over risico's op significant verlies van biodiversiteit in

Natura 2000-gebieden leidt tot de conclusie dat het besluitvormingsproces rond grote, controversiële zaken moet worden georganiseerd als een samenwerking tussen overheid, initiatiefnemer en maatschappelijke partijen, met wetenschap in een faciliterende rol (Funtowicz et al. 2000). Dat vraagt niet alleen om helderheid ten aanzien van de rollen die wetenschappelijke actoren spelen, maar ook om helder omschreven en transparante kennishulpmiddelen en om transparantie over onzekerheid en hoe daarmee om te gaan (Kørnøv & Thissen, 2000).

Literatuur

- Asselt, M.B.A. van & J. Rotmans, 2002. Uncertainty in integrated assessment modelling. *Climatic change* 54: 75-105.
- Bal, D., 2007. Significante effecten: ecologische overwegingen in een juridische context. Bijdrage NGB themabijeenkomst Significantie d.d. 29 november 2007.
- Broekmeyer, M.E.A., 2006. Effectenindicator Natura 2000-gebieden. Achtergronden en verantwoording ecologische randvoorwaarden en storende factoren. Alterra-rapport 1375. Alterra, Wageningen.
- Broekmeyer, M.E.A., R.C. van Apeldoorn & D.A. Kamphorst, 2007. Advies Kennissysteem Natura 2000. Alterra-rapport 1527. Alterra Wageningen.
- Bugter, R., M.J. Bogaardt & F. Kistenkas, 2007. Wat telt mee voor Cumulatie? Alterra werkdocument.
- Bureau Waardenburg, 2007. Beoordelingskader significante effecten van plannen en projecten in Natura 2000 gebieden. Rapport 07-214. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Cash, D. W., et al. (2003). Knowledge systems for sustainable development. *Proceedings of the National Academy of Science* **100**(14): 8086-8091
- European Commission,,2000. Communication on the Precautionary Principle. Brussels, 2 February 2000.
http://ec.europa.eu/dgs/health_consumer/library/pub/pub07_en.pdf
- European Commission, 2001. Assessment of plans and projects significantly affecting Natura 2000 sites.
- Foster, K.R., P. Vecchia & M.H. Repacholi, 2000. Science and the precautionary principle. *Science* 288: 979-981.
- Funtowicz, S.O. & J.R. Ravetz, 1993 Science for the post-normal age. *Futures* 25: 739-756.
- Funtowicz, S., I. Shephard, D. Wilkinson & J. Ravetz, 2000. Science and governance in the European Union: a contribution to the debate. *Science and Public Policy* 27: 327-336.
- Geneletti, D., E. Beinart, C.F. Chung, A.G. Fabbri & H.J. Scholten, 2003. Accounting for uncertainty factors in biodiversity impact assessment: lessons from a case study. In: *Environmental Impact Assessment Review* 23: 471-487.
- Gollier, C. & N. Treich, 2003. Decision-Making Under Scientific Uncertainty: the Economics of the Precautionary Principle. In: *The Journal of Risk and Uncertainty*, 27 (1): 77-103. Kluwer Academic Publishers.
- Kistenkas, F. R. Bugter & E. Steingröver, 2006. Significantie in de rechtspraak: de achilleshiel van de habitattoets? In: *Journal Flora en fauna* 8: 207-211. Koninklijke Vermande.
- Kistenkas, F. en M. Broekmeyer, 2007. Gaswinning Waddenzee. Hand aan de kraan of voet op de rem? In: *Nederlands Juristenblad* 37 (2007): 2376.

- Kørnøv, L. & W.A..H. Thissen, 2000. Rationality in decision and policy making: implications for strategic environmental assessment. In: Impact assessment and project appraisal 18: 191-200.
- Kriebel, D., J. Tickner, P. Epstein, J. Lemons, R. Levins, E.L. Loechler, M. Quinn, R. Rudel, T. Schettler, & M.Stoto, 2001. The precautionary principle in environmental science. *Environmental health perspectives* 109: 871-876.
- LNV, 2005. Algemene Handreiking Natuurbeschermingswet 1998. Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Den Haag.
- LNV, 2006. Natura 2000 doelendocument. Duidelijkheid bieden, richting geven en ruimte laten. Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Den Haag.
- Neumann, F. & H.E. Woldendorp, 2003. Praktijkboek Habitattoets. Koninklijke Vermande.
- Opdam, P. ,M. Broekmeyer, F. Kistenkas, J. Schaminee, G. Groot-Bruinderink, R. Bugter, C. Vos & D. Bal, in prep. Identifying uncertainty in judging the significance of human impacts on Natura 2000 sites.
- Raad voor de Wadden, 2007. Natuurgrenzen voor dagelijks gebruik. Advies over de toepassingsmogelijkheden voor natuurgrenzen. Advies 2007/03.
- Regan, H.M., M. Colyvan & M.A. Burgman, 2002. A taxonomy and treatment of uncertainty for ecology and conservation biology. *Ecological applications* 12: 618-628.
- Steunpunt Natura 2000, 2007. Toepassing begrippenkader Natuurbeschermingswet 1998. Intern werkdocument voor bevoegde gezagen.
- Steunpunt Natura 2000, in prep. Uitwerking 'Effectenanalyse'. Intern werkdocument voor bevoegde gezagen.
- Swart, J.A.A. & H.J. van der Windt, 2007. Hoe hard zijn natuurgrenzen? Essay behorend bij Advies Raad voor de Wadden 2007/03