



VLAAMS IMPULSPROGRAMMA NATUURONTWIKKELING

Opstellen en beoordelen van ecosysteemkwetsbaarheidkaarten met betrekking tot biotoopverlies en barrière- effect

VLINA C97/05

19/12/2000



Instituut Voor Natuurbehoud



VLAAMS IMPULSPROGRAMMA NATUURONTWIKKELING

Opstellen en beoordelen van ecosysteemkwetsbaarheidkaarten met betrekking tot biotoopverlies en barrière- effect

VLINA C97/05

19/12/2000

Peymen J.
Oosterlynck P.
Defloor W.
Van Gulck T.
van Straaten D.

Deze studie werd uitgevoerd van 01/01/98 tot 31/12/2000.

Wijze van citeren:

Peymen J., Oosterlynck P., Defloor W., Van Gulck T. van Straaten D., Kuijken E. (2000) Opstellen en beoordelen van ecosysteemkwetsbaarheidkaarten met betrekking tot biotoopverlies en barrière-effect. Eindverslag van project 97/05. Studie uitgevoerd voor rekening van de Vlaamse Gemeenschap binnen het kader van het Vlaams Impulsprogramma Natuurontwikkeling in opdracht van de Vlaamse minister bevoegd voor natuurbehoud.

INHOUD

INHOUD	3
SAMENVATTING	5
1. INLEIDING	5
2. KWETSBAARHEID M.B.T. BIOTOOPVERLIES	5
3. BASISDATA	6
4. ECOSYSTEEMKWETSBAARHEID M.B.T. ECOTOOPVERLIES	8
5. KWETSBAARHEID M.B.T. BARRIÈRE OP FAUNA	10
6. EVENTUEEL VERDER ONDERZOEK	13
1 INLEIDING	15
1.1 PROBLEEMSTELLING	15
1.2 DOELSTELLING	15
1.3 RELEVANTIE VAN ECOSYSTEEMKWETSBAARHEIDKAARTEN VOOR NATUURBELEID	16
1.3.1 <i>Inleiding</i>	16
1.3.2 <i>Signaalkaarten in diverse beleidstoepassingen</i>	16
1.3.3 <i>Toepassing in milieueffectrapportage</i>	17
2 DEFINITIE EFFECTGROEPEN EN KWETSBAARHEIDBENADERING	19
2.1 KWETSBAARHEIDBENADERING VERSUS EFFECTVOORSPELLING	19
2.2 KWETSBAARHEIDKAARTEN	20
2.3 ALGEMENE BENADERINGSWIJZE	20
2.3.1 <i>Analyse van de ingreep: aanleg en gebruik van infrastructuren</i>	21
2.3.2 <i>Opstellen van kwetsbaarheidkaarten</i>	22
2.3.3 <i>Integratie van potentiële effecten: milieuknelpuntenkaart</i>	22
2.3.4 <i>Definiëren en genereren van alternatieven</i>	23
2.3.5 <i>Evaluatie van alternatieven: de Kwetsbaarheidanalyse s.s.</i>	23
3 VERZAMELEN EN OPERATIONEEL MAKEN VAN BASISINFORMATIE	26
3.1 BASISCONCEPT	26
3.2 OPBOUW VAN BASISDATA	26
3.2.1 <i>Inleiding</i>	26
3.2.2 <i>Biologische Waarderingskaart (BWK)</i>	27
3.2.3 <i>Ecologische typologie van waterlopen (ETW)</i>	29
3.2.4 <i>Wegen (StreetNet)</i>	30
3.2.5 <i>Bodemkaart</i>	31
3.2.6 <i>Verspreidingsgegevens</i>	31
4 ECOSYSTEEMKWETSBAARHEIDKAARTEN M.B.T. ECOTOOPVERLIES	36
4.1 INLEIDING	36
4.2 OPSTELLEN VAN DE ECOTOPENKAART	37
4.2.1 <i>Biologische Waarderingskaart (BWK)</i>	37
4.2.2 <i>Biologische waardering en zeldzaamheid</i>	38
4.3 KWETSBAARHEIDMATRIX	39
4.3.1 <i>Numerieke waardering</i>	39
4.3.2 <i>Gevoeligheidsgetallen</i>	41
4.3.3 <i>Wegingscores</i>	43
4.3.4 <i>Kwetsbaarheidmatrix</i>	44
4.4 GEWOGEN OPTELLING	45
4.5 KWETSBAARHEIDKAARTEN	46
5 ECOSYSTEEMKWETSBAARHEIDKAARTEN M.B.T. BARRIÈRE	48
5.1 IMPACT VAN TRANSPORTINFRASTRUCTUUR OP NATUUR	48
5.1.1 <i>Primaire effecten</i>	49
5.1.2 <i>Biotoopverlies</i>	50

5.1.3	<i>Verstoring en verontreiniging</i>	51
5.1.4	<i>Corridor functie</i>	56
5.1.5	<i>Barrière-effect</i>	59
5.1.6	<i>Verkeersslachtoffers</i>	63
5.2	PRINCIPE AANMAAK BARRIÈREKAART	65
5.3	DE SOORTKEUZE	65
5.4	DE HABITATFICHES.....	69
5.4.1	<i>Zoogdieren</i>	72
5.4.2	<i>Broedvogels</i>	88
5.4.3	<i>Reptielen en amfibieën</i>	93
5.5	DE HABITATKAARTEN	105
5.5.1	<i>De gebruikte informatielagen</i>	105
5.5.2	<i>De werkwijze</i>	105
5.6	AANMAAK VAN BARRIÈREKAARTEN.....	110
5.6.1	<i>Versnipperingscontext</i>	110
5.6.2	<i>Barrière m.b.t. transportinfrastructuur</i>	110
5.7	CONCEPT BARRIÈREKAART.....	111
5.8	HEXAGONALE RASTERKAART	112
5.9	BARRIÈREKAART	118
6	METHODOLOGISCHE TEKORTKOMINGEN	126
7	LINK MET HET BELEID	127
8	LITERATUURLIJST	129
9	BIJLAGEN	144
9.1	BIJLAGE 1: OVERZICHT VAN DE METHODOLOGIE VOOR DE EVALUATIE VAN STRUCTUURKENMERKEN, WATERKWALITEIT EN VISFAUNA.....	144
9.1.1	<i>Structuurevaluatie voor beken en rivieren</i>	144
9.1.2	<i>Structuurevaluatie voor kunstmatige watergangen</i>	144
9.1.3	<i>Structuurevaluatie voor getijrivieren</i>	145
9.1.4	<i>Globale evaluatie van de waterkwaliteit</i>	145
9.1.5	<i>Actuele ecologische waarde</i>	145
9.2	BIJLAGE 2: OVERZICHT VAN DE ONDERSCHIEDEN TYPES MET MORFOMETRISCHE EN FYSISCH-CHEMISCHE KENMERKEN.....	146
9.3	BIJLAGE 3: DE EENHEDEN VAN DE BWK	148
9.4	BIJLAGE 4: VERKLARING VAN DE TABEL BIJ BIOTOOPVERLIESKAART	174

Samenvatting

1. Inleiding

Steeds meer heeft het ruimtelijk beleid en het milieubeleid behoefte aan pragmatische instrumenten die milieueffecten van plannen, projectvoorbereidingen, infrastructuurwerken, e.a. helpen beoordelen. Het inbrengen van milieuaspecten in de eerste stappen van de planningsfase en besluitvorming vraagt een andere en meer integrerende methodologie dan deze die gebruikt wordt in b.v. de milieueffectrapportage waar de effecten van concrete projecten voorspeld en beoordeeld worden.

Dit project heeft als doel een kwetsbaarheidbenadering uit te werken uitgaande van ecologische informatie en kennis omtrent dosis-effectrelaties en effectvoorspellingmodellen. Belangrijk hierbij is dat er wordt uitgegaan van bestaande informatie. Door ecologische informatie te integreren naar een ruimtelijk niveau, kan een kwetsbaarheid cartografisch weergegeven worden. De ruimtelijke milieu-informatie wordt vertaald naar een specifieke kwetsbaarheidswaarde voor een bepaalde effectgroep. In deze studie werden kwetsbaarheidkaarten voor volgende effectgroepen, nl. biotoopverlies, verdroging, eutrofiëring, verzuring en barrière-effect opgesteld. Het zijn signaalkaarten en duiden aan waar door een ingreep negatieve (potentieel) effecten met betrekking tot het natuurbehoud te verwachten zijn. Belangrijk hierbij is dat het toekennen van de waarden aan geschiktheidscriteria en gevoeligheidsgetallen voor de verschillende effectgroepen arbitrair gebeurde en steunde op een 'best professional judgement' analyse.

De gevolgde werkwijze van de kwetsbaarheidbenadering kan opgevat worden als een 'voorstudie' die een eventuele project-mer voorafgaat (cfr. Richtlijnenboek mer). Het is de bedoeling om op een gestructureerde en systematische wijze milieuaspecten te betrekken in de afweging van alternatieven (locatieniveau). Hiervoor bestaat geen officiële procedure in Vlaanderen (cfr. 'tracerings'-procedure), maar toch blijkt uit reeds opgedane ervaring dat het betrekken van milieuaspecten in een vroegere planningsfase veel efficiënter kan zijn, niet alleen naar milieu toe maar evengoed naar een doorzichtige weloverwogen besluitvorming. Aangezien de terminologie en de afwegingskaders (mens, landschap, fauna en flora) dezelfde zijn als deze in de project-mer, kunnen de bekomen kwetsbaarheidkaarten beschouwd worden als strategische mer op locatieniveau, onder de algemene noemer haalbaarheidmer.

2. Kwetsbaarheid m.b.t. biotoopverlies

De kwetsbaarheidbenadering is een meer integrerende en pragmatische methode (werkt op een hoger integratieniveau) die uitgaande van de karakteristieken van milieusystemen een kwetsbaarheid koppelt met betrekking tot een specifieke effectgroep. Ze veronderstelt dat de ingreep een potentieel negatief effect zal hebben op het milieu.

Essentieel in deze benadering is dat kwetsbaarheid gedefinieerd wordt als een gevoeligheid van een milieusysteem én een waardering van dat systeem.

Gevoeligheid is daarbij altijd gekoppeld aan een effectgroep (b.v. ecotoopverlies). Gevoelige systemen die hoog gewaardeerd worden voor een bepaald thema (bvb. fauna en flora: natuurbehoud) zijn zeer kwetsbaar. Voor elke verwachte effectgroep kan een kwetsbaarheid gedefinieerd worden. Door milieusystemen ruimtelijk te situeren en te karakteriseren, kan gesproken worden van een ruimtelijke kwetsbaarheidbenadering. De methode is daardoor geschikt voor de milieuafweging van locatiealternatieven.

Ruimtelijke "kwetsbaarheid" wordt gedefinieerd als de integratie tussen "gevoeligheid" van een cartografisch object (karteringseenheid) en een maatschappelijk-sectoriële evaluatie, in dit geval de betekenis voor het natuurbehoud. In die zin houdt "kwetsbaarheid" een beoordeling in en slaat op beoordeelbare systemen, die in milieueffectrapportage worden aangeduid als integrerende disciplines (fauna en flora, mens en landschap). Dit rapport beperkt zich tot een aantal kwetsbaarheden t.a.v. de discipline "fauna en flora".

Een ruimtelijke "gevoeligheid" is de eigenschap van karteringseenheden (b.v. ecotopen) of van een andere landschapscomponent (b.v. faunagroep, geomorfologie, bodem, kwelzone) om beïnvloedbaar te zijn door een ingreep of proces. Gevoeligheden worden uitgedrukt in een graduele en relatieve schaal. Een beoordeling naar kwetsbaarheid gebeurt door rekening te houden met zowel het actuele als potentiële belang t.a.v. het natuurbehoud.

De meest cruciale fase van de studie is het opstellen, voor elk van de effectgroepen van de beschouwde disciplines (mens, fauna en flora, landschap), van de kwetsbaarheidkaarten die een vertaling inhoudt van bestaande ruimtelijke milieu-informatie naar een specifieke kwetsbaarheid voor elke optredende effectgroep.

De kwetsbaarheid werd uiteindelijk bekomen door middel van een gewogen optelling van de biologische waarde en zeldzaamheid van een ecotoop. Hierbij werd door toepassing van een wegingscore rekening gehouden met de plaats van een ecotoop binnen een complex, alsook met de aard ervan (kleine landschapselementen).

3. Basisdata

Het belangrijkste criterium voor het gebruik van data is de beschikbaarheid voor het te bestuderen studiegebied. In dit project betreft het data die voor het volledige grondgebied van Vlaanderen beschikbaar moeten zijn. Dit laatste geldt expliciet voor het opstellen van de ecotopenkaart. Voor de verspreidingskaart kan dit criterium niet integraal toegepast worden om dat er in de realiteit geen soortverspreidingsdatabank bestaat die voor gans Vlaanderen ingevuld is. Desondanks zullen toch deze data kunnen gebruikt worden bijvoorbeeld voor het aanduiden van aandachtsgebieden, het uitwerken van habitatfiches met betrekking tot de BWK,

Twee groepen van informatielagen kunnen onderscheiden worden, namelijk de natuurlijke en niet-natuurlijke informatie.

Natuurlijke data kunnen op hun beurt opgesplitst worden in biotische en abiotische data. In deze studie bestaan de biotische data uit de Biologische Waarderingskaart, de soortverspreidingsgegevens en Ecologische Typologie van de Waterlopen (biologische parameters). De abiotische informatie komt enerzijds vanuit de bodemkaart en anderzijds biedt ook hier

de Ecologische Typologie van de Waterlopen (morfologische parameters) de nodige informatie.

De niet-natuurlijke informatie omvat deze data die van oorsprong niet tot een natuurlijk systeem kunnen gerekend worden. Het betreft hier de wegen alsook het voorkomen van bebouwing. Dit laatste kan uit de BWK gehaald worden, terwijl de wegen op basis van het Streetnet-bestand zullen beschreven worden. Aan de hand van een geografisch informatiesysteem (Arcview) zijn deze datalagen met elkaar geïntegreerd en de daaraan gekoppelde attributen via een relationele databank (Access) verwerkt en verzameld.

Als criterium voor het selecteren van een diersoort voor de uitwerking van de kwetsbaarheidanalyse m.b.t. barrière wordt in de eerste plaats naar de relevantie van de soort m.b.t. de effectgroep gekeken. Onderstaande criteria werden bekeken:

- ?? relevantie van de diersoort met betrekking tot barrière door transportinfrastructuur;
- ?? rodelijst soort voor Vlaanderen;
- ?? het maatschappelijk draagvlak; de aaibaarheidsfactor enz.;
- ?? keuze van de indicatorsoorten die representatief zijn voor hun soortengroep;
- ?? voorhanden zijn van voldoende digitale gegevens voor een bepaalde soort (databanken), waarbij deze gegevens het ganse studiegebied moeten beslaan;
- ?? evenwichtige spreiding over de diverse ecotootypes in Vlaanderen;
- ?? spreiding over de verschillende schaalniveaus; met andere woorden zowel dieren met een klein dan een groter leefgebied;
- ?? voldoende beschrijvende gegevens beschikbaar over de diersoort.

Op basis van al deze criteria bleek dat vooralsnog enkel soorten uit drie diergroepen in aanmerking kwamen nl.: zoogdieren, herpetofauna en in mindere mate de broedvogels.

Soortwet	Soortned	Rodelijst
<i>Neomys fodiens</i>	Waterspitsmuis	2
<i>Capreolus capreolus</i>	Ree	4
<i>Lutra lutra</i>	Otter	3
<i>Mustela putorius</i>	Bunzing	2
<i>Sciurus vulgaris</i>	Eekhoorn	3
<i>Cricetus cricetus</i>	Hamster	1
<i>Martes martes</i>	Boommarter	3
<i>Meles meles</i>	Das	2
<i>Coronella austriaca</i>	Gladde slang	3
<i>Salamandra salamandra</i>	Vuursalamander	3
<i>Anguis fragilis</i>	Hazelworm	Z
<i>Rana arvalis</i>	Heikikker	Z
<i>Lacerta vivipara</i>	Levendbarende hagedis	Z
<i>Bufo calamita</i>	Rugstreeppad	Z
<i>Caprimulgus europaeus</i>	Nachtzwaluw	2
<i>Tringa totanus</i>	Tureluur	2
<i>Circus aeruginosus</i>	Bruine kiekendief	3

4. Ecosysteemkwetsbaarheid m.b.t. ecotoopverlies

Om de kwetsbaarheidkaart als uiteindelijk resultaat te bekomen moeten een aantal voorbereidende stappen doorlopen worden (Fig. 11):

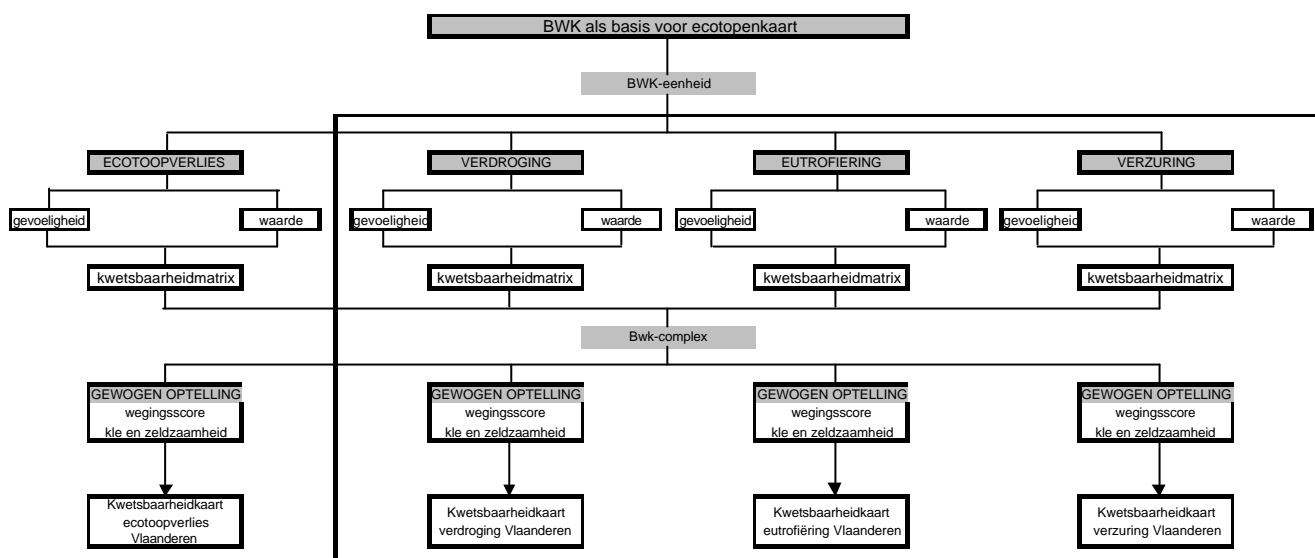


Fig. 11: Gevolgde projectstappen voor 1^e effectgroep (kwetsbaarheid m.b.t. ecotoopverlies)

In eerste instantie moet men beschikken over een digitale basiskaart die de bestaande toestand weergeeft. Voor de berekening van de uiteindelijke kwetsbaarheid moet men enerzijds beschikken over een gevoeligheidstal met betrekking tot een specifieke effectgroep en anderzijds moet een numerieke waardering beschreven worden (volgens maatschappelijk-sociale sector). Indien deze getallen bekend zijn, kan in een volgende stap de berekende kwetsbaarheid uitgewerkt worden en deze in een ruimtelijke dimensie weergegeven worden. Hoewel in het oorspronkelijke projectvoorstel enkel vermeld werd dat er kwetsbaarheidkaarten gemaakt zouden worden voor ecotoopverlies zijn ook voor nog 3 andere effectgroepen (verdroging, verzuring, eutrofiëring) kwetsbaarheidkaarten aangemaakt.

Gevoeligheidsgetallen

Om tot deze indicatiewaarden te komen waren er geen mogelijkheden om uitgebreid ecologisch of landschapsecologisch onderzoek te verrichten, daarom zijn de waarden gebaseerd op "best professional judgement". De bedoeling was (en is nog altijd) dat een lijst zou ontstaan die bij gebruik, na evaluatie door deskundigen, op basis van bijkomend ecologisch onderzoek, of door eenvoudige toetsing te velde, zou kunnen bijgewerkt worden.

Onder gevoeligheid wordt hier uitsluitend de mate waarin een karteringseenheid verandert bij een milieuverandering, verstaan. Dit wil zeggen dat deze indicatie niet aangeeft in hoeverre de natuurbewaarde van de karteringseenheid bij een milieuverandering wijzigt. Dit laatste wordt doorgaans de kwetsbaarheid genoemd. Deze gevoeligheidswaarde geeft verder ook geen beeld van de mogelijke alternatieve karteringseenheid die

zich op die plaats, ingevolge de 'ingreep', ontwikkelt. Zij geeft dus alleen een indicatie van in hoeverre de huidige karteringseenheid op die plaats zal wijzigen als gevolg van de ingreep.

Voor het toekennen van indicaties aan karteringseenheden voor gevoeligheid voor waterstanddaling en aanrijking van het milieu met voedingsstoffen werd een vijfdelige schaal gehanteerd. Deze schaal is een compromis tussen enerzijds een dosis-effectrelatie en anderzijds een onzekerheid t.a.v. het wel of niet gevoelig zijn van een BWK-ecotoop. Dit laatste heeft te maken met het feit dat bepaalde karteringseenheden soms wel, soms niet aan veranderingen onderhevig zijn, gegeven een zekere 'dosis'. Ook de dosis-effect-relatie is niet altijd eenduidig en lineair, en dus zeker niet altijd in een eendimensionale schaal te vatten. De onderscheiden klassen kunnen als volgt omschreven worden:

- 1: zo goed als ongevoelig, geen verandering ingevolge ingreep
- 2: soms gevoelig, meestal niet
- 3: in regel licht gevoelig, ofwel soms wel - soms niet gevoelig
- 4: gevoelig, een redelijke ingreep heeft grote gevolgen
- 5: zeer gevoelig, zelfs een kleine ingreep werkt vernietigend voor het ecotoop

Wegingscore

Bij het bepalen van de wegingscores moest er met een aantal criteria rekening gehouden worden, nl.:

- ?? In functie van de plaats van een karteringseenheid binnen een complex moet een afgaande weging toegekend worden. Er wordt immers vanuit gegaan dat het eerste ecotoop het dominante (beeldbepalende) ecotoop is binnen een complex.
- ?? Daarnaast moet men ook een onderscheid maken tussen kleine landschapselementen (KLE) (o.a. veedrinkpoel, bomenrijen,...) en de andere eenheden. Dit heeft vooral betrekking op het aandeel dat een KLE kan hebben m.b.t. de totale oppervlakte van een complex. De weging staat immers in functie van de geschatte oppervlakte die door een eenheid in een complex kan ingenomen worden. Zo moet Hp + Bs (weiland + akker) anders gewogen worden dan Hp + Kn (weiland + veedrinkpoel)
- ?? Een KLE dat op de tweede plaats staat moet een zelfde weging krijgen dan een KLE dat als vijfde ecotoop wordt beschreven.

Kwetsbaarheidmatrix

Na het bekomen van de individuele waardering en gevoeligheidsgetallen voor de voorkomende karteringseenheden (bijlage 4), werd een matrix (voor verdroging, eutrofiëring en verzuring) opgezet die deze waarden naar een kwetsbaarheidgetal vertaalt. De toekenning van een vertaalsleutel is empirisch en gebaseerd op 'best professional judgement'.

Bij de matrix voor ecotoopverlies werd de gevoeligheid niet als een gradiënt van weinig gevoelig tot zeer gevoelig beschouwd. Dit heeft voor

gevolg dat het toekennen van een kwetsbaarheidgetal sterk gekoppeld is aan de waardering van het beschouwde ecotoop.

Gewogen optelling

Voor het bekomen van de uiteindelijke kwetsbaarheid voor een complex (bestaande uit 1 of meer ecotopen) werd gebruik gemaakt van de 'gewogen optelling'.

Belangrijk bij deze berekening is dat er de mogelijkheid ontstaat dat een gebied dat als complex gekarteerd is, naar beneden kan gewaardeerd worden. Dit is mogelijk doordat men gebruik maakt van de gewogen optelling, waarbij de volgende formule gehanteerd wordt (varieert i.f.v. aantal ecotopen in een complex):

$$\frac{((\text{waardeecol} \times \text{wegingsscore1}) + (\text{waardeeco2} \times \text{wegingsscore2}))}{(\text{wegingsscore1} + \text{wegingsscore2})}$$

waardeecol: kwetsbaarheid van eerste ecotoop, ...

Op basis van de berekende waarden werd de volgende onderverdeling in kwetsbaarheidklassen aangemaakt:

Tabel 11: Kwetsbaarheidklassen

(0 - 0.99)	geen waarde
(1 - 1.99)	niet kwetsbaar
(2.0 - 2.99)	weinig kwetsbaar
(3.0 - 3.99)	Kwetsbaar
(4.0 - 4.5)	zeer kwetsbaar

Kwetsbaarheidkaart

Zoals reeds aangegeven werd, werden er 5 kwetsbaarheidkaarten aangemaakt. Deze kaarten kunnen aan de hand van de bijgeleverde cd-roms en kaartenbundel bekeken en geraadpleegd worden.

5. Kwetsbaarheid m.b.t. barrière op fauna

Om te komen tot de eigenlijke kwetsbaarheidkaarten voor barrière kunnen we er vanuit gaan dat een bepaald type natuurlijk landschap voor een bepaalde soort evengoed een barrière kan betekenen als een constructie door de mens gebouwd. Het was dan aanvankelijk ook de bedoeling om aan elke BWK-klasse en per soort een weerstandseenheid toe te kennen. Hiermee zou het mogelijk zijn om de door het omgevende landschap gevormde barrière te bepalen en in te schatten. Probleem is de vele klassen (oude BWK +-1250) en zelfs de nieuwe BWK heeft nog steeds een 60 grondgebruikklassen. Deze kunnen mogelijks in de toekomst gehanteerd worden om een weerstandkaart te genereren. De oorzaken van habitatfragmentatie zijn velerlei, maar voor Vlaanderen kan men stellen dat de verkeersinfrastructuur hierbij een belangrijke rol speelt. In het kader van dit project is daarom besloten om ons te het concept barrière beperken tot de barrière veroorzaakt door de lijnvormige transportinfrastructuur, i.e. wegen, spoorlijnen en kanalen.

Er zijn een hele reeks zowel primaire en secundaire effecten op fauna die uitgaan van transportinfrastructuur. Hierin vormt het barrière-effect slechts één - weliswaar een belangrijk - onderdeel. Voor niet-vliegende dieren betekent het een fysieke belemmering (naar oversteekbaarheid) in het leefgebied. De verschillende impactscores voor de verschillende klassen van transportwegen werden gekozen in functie van de mate aan potentiële oversteekbaarheid voor fauna.

Om de uiteindelijke signaalkaarten m.b.t. barrière voor een bepaalde soort te verkrijgen werden eerst twee basisdocumenten aangemaakt, nl. een habitatfiche en een habitatkaart.

Voor een aantal indicatorsoorten werden de habitatfiches en habitatkaarten opgesteld. De uitgewerkte habitatfiche is een bundeling van literatuurgegevens rond de eisen die een dier stelt aan zijn omgeving. De uitgewerkte habitatkaart verstrekt informatie per soort over de potentiële geschiktheid van een biotoop in het studiegebied (Vlaams en Brussels Gewest) en kan bijvoorbeeld gebruikt worden bij het soortgericht beleid. De habitatkaart wordt aangemaakt op basis van een interpretatie van de gegevens van de habitatfiche.

De bedoeling was aanvankelijk om dit op te stellen voor de rodelijst soorten van de zoogdieren, herpetofauna, vissen, libellen, vlinders en broed- en watervogels. Al gauw bleek de beschikbare digitale informatie en de detailgraad te beperkt om een zinnige habitatkaart te kunnen opstellen voor de meeste van deze soorten. Slechts voor een aantal soorten zoogdieren, reptielen, amfibieën en enkele broedvogels bleek dit wel nuttig.

Het toekennen van wegingwaarden aan verschillende biotopen naargelang ze meer of minder geschikt zijn voor een soort, duidt de mate van geschiktheid van een gebied aan als biotoop voor die soort. Ook kan dan gesteld worden dat naarmate de geschiktheid van een gebied hoger is, des te kwetsbaarder het gebied zal zijn voor (in ons geval) barrière (versnippering). Op de habitatkaarten, die louter een potentiële geschiktheid van een gebied weergeven op basis van de door ons geïnterpreteerde digitale informatie, zijn de volgende zaken te zien:

- ?? de witte gebieden vormen een matrix waarbinnen de habitat van de soort zich bevindt
- ?? de grijze gebieden zijn de niet geschikte gebieden binnen de homerange
- ?? potentieel habitat van de soort wordt weergegeven door geel, groen en donkergroen naargelang toegekende geschiktheid

De verschillende stappen die in de loop van dit projectdeel gevolgd werden, om te komen tot een ecosysteemkwetsbaarheid met betrekking tot barrière-effect voor fauna zijn in Fig. 12 schematisch weergegeven. Voor een aantal (17) naar barrière toe relevante soorten is de habitatkaart gebruikt voor het opstellen van de uiteindelijke barrièrekaart.

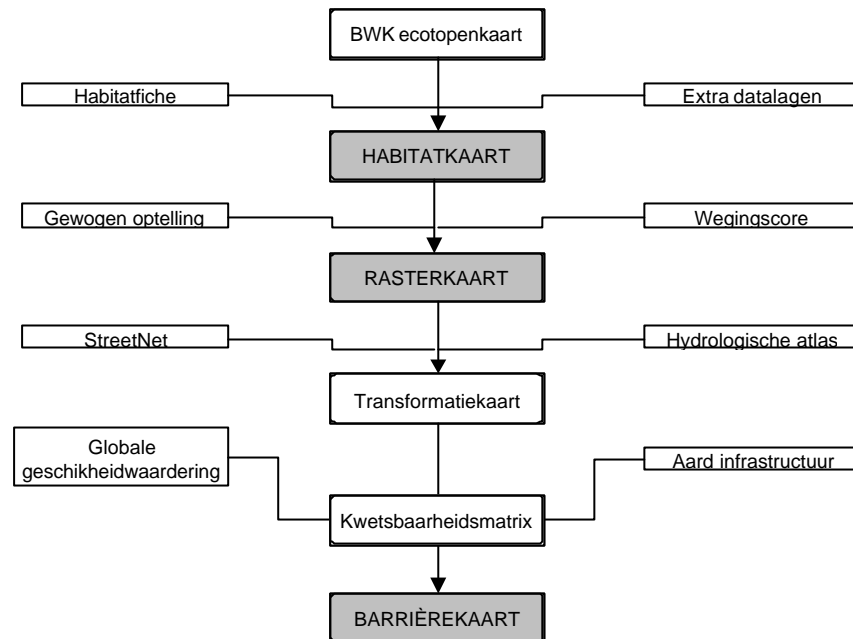


Fig. I2: Gevolgde projectstappen voor 2^e effectgroep (kwetsbaarheid m.b.t. barrière-effect)

Vanuit de habitatkaart en aan de hand van toegekende wegingscores is per rastercel een gewogen optelling (om horizontale relaties in te schatten) doorgerekend en is een rasterkaart uitgewerkt. Door deze vervolgens te combineren met de informatie afkomstig uit StreetNet en de Vlaamse hydrologische atlas wordt een transformatiekaart bekomen. Tenslotte is door gebruik te maken van een kwetsbaarheidmatrix de eigenlijke barrièrekaart opgesteld.

De verschillende gebieden van de habitatkaart krijgen afhankelijk van hun potentiële geschiktheid voor die richtsoort een verschillende waarde toegekend. Dit onderscheid maakt het mogelijk om een doorsnijding door een infrastructuurbouwwerk van vb. een zeer geschikt habitatgebied anders te klasseren dan een doorsnijding van een weinig geschikt habitatgebied. Hierbij is ervoor gekozen om bij het bepalen van de impact van de infrastructuur op de richtsoorten, geen differentiatie te maken voor de verschillende soorten.

Nu kan men stellen dat het barrière-effect ook in belangrijke mate zal afhangen van het type infrastructuur dat het leefgebied van een dier doorsnijdt. Zo mogen we ervan uitgaan dat de impact naar barrière toe groter zal bij een doorkruising van het leefgebied door vb. een autostrade dan door slechts een lokale weg of een weinig gebruikte spoorlijn. Om dit aspect ook in de kwetsbaarheidsweging voor barrière (uiteindelijk barrièrekaart) te betrekken, zullen we het databestand met de lineaire transportinfrastructuur uitsplitsen in een aantal typeklassen. Dit gebeurt op basis van de (ingeschatte) mate van oversteekbaarheid voor fauna van de constructie. Op deze manier worden er in totaal 4 categorieën van wegtransportinfrastructuur, een categorie kanalen en een klasse voor de spoorwegen onderscheiden.

Aan de hand van deze wegingmatrix kunnen we (afhankelijk van de ingeschatte grootte van barrière) een opwaardering geven aan het kwetsbaarheidgetal zoals toegekend aan de wegsegmenten.

Waarbij:

- 4 = Groot barrière-effect
- 3 = Barrière-effect
- 2 = Klein barrière-effect
- 1 = Geen prioriteit voor barrière
- X = Ongedefinieerd

Op deze manier is er voor elke gekozen richtsoort een signaalkaart naar barrière uitgewerkt. Nu is het mogelijk om die verschillende signaalkaarten te combineren tot een totaal kaart voor de behandelde soorten. Uit deze kaart zullen een aantal locaties naar voor komen die een 'barrière knelpunt' vormen op het wegennet voor de beschouwde soorten.

6. Eventueel verder onderzoek

Het is de bedoeling om na dit project een prioriteitenatlas van te nemen ontsnipperingmaatregelen voor fauna op het transportwegennet in Vlaanderen uit te werken. Ook het opstellen van een fauna knelpuntenkaart van waterlopen versus wegen is gepland.

Verder zal getracht worden om een methodologie op te stellen om deze data uit de signaalkaarten voor barrière-effect te implementeren in de wegendatabank, dit in samenwerking met de projectgroep Natuurtechniek. Deze gegevens moeten als aanzet dienen voor een ruimer ontsnipperingplan ter concretisering van ontsnipperingmaatregelen op het Vlaamse wegenbestand.

Hierbij is het belangrijk er zich rekenschap van te geven dat 'versnippering' een zeer breed begrip is met vele deelaspecten en die met elkaar interageren. Algemeen kan gezegd worden dat het een proces is van het verbrekken van ruimtelijke en functionele entiteiten natuur waardoor het functioneren ervan zal verslechteren.

In dit proces is het barrière-effect slechts 1 - weliswaar een belangrijk, zonet het belangrijkste - van de primaire hoofdeffecten die veroorzaakt worden bij de aanleg van vervoerswegen (naast biotoopverlies, verstoring, verontreiniging, biotoopwijziging en het veroorzaken van verkeersslachtoffers). Verder geeft het ook aanleiding tot een reeks moeilijker te kwantificeren secundaire effecten zoals veranderingen in grondgebruik, bebouwing,... in de nabijheid van de wegen.

Belangrijk is ook dat het effect van transportinfrastructuur op de natuur moet gezien worden in een bredere landschappelijke context (antropocentrisch). Versnippering door infrastructuur leidt steeds tot een vermindering van de 'belevingswaarde' van een landschap, en heeft zo een negatieve impact op de levenskwaliteit van de mens. Landschappen worden minder aantrekkelijk. Dit heeft zijn effect op onder meer recreatiewaarden, psychologisch (on)behagen enz...

Versnippering heeft dus enerzijds te maken met ruimtelijke structuren en de directe (landschappelijke) impact, en is anderzijds nauw gekoppeld met vele

andere vormen van 'verstoring' (verstoring van grondwaterstromen, lawaaihinder, geluidshinder, ...).

Een denkpiste voor verder onderzoek is het opstellen van een ruimtelijke versnipperingatlas om een beeld te krijgen van actuele versnipperende knelpunten in Vlaanderen. Het ontsnipperen van wegen is echter niet voldoende indien er in de open ruimte tussen de wegen nog andere barrières aanwezig zijn. Het uitwerken van weerstandkaarten m.b.t. migratie en dispersie van soorten staat hier dan ook centraal en zou zijn toepassing kunnen vinden in om dit te betrekken bij het uitwerken van ecologische netwerken. Aan de hand van deze weerstandkaarten kan nagegaan worden in welke richting de migratie van een indicatorsoort binnen een ecodistrict kan plaatsvinden.

In vergelijking met de geplande prioriteitenatlas voor de hoofdwegen kan ook gekeken worden naar kleinere wegen, bebouwing én grondgebruik van de open ruimte. Ook de status (juridisch, beleidsmatig,...) van gebieden kan hierbij belangrijk zijn. Zo komt een gebiedsdekkende "versnipperingatlas" voor Vlaanderen tot stand die zowel rekening houdt met immissie- als de emissie-effecten.

1 Inleiding

1.1 Probleemstelling

Steeds meer heeft het ruimtelijk beleid en het milieubeleid behoefte aan pragmatische instrumenten die milieueffecten van plannen, projectvoorbereidingen, infrastructuurwerken, e.a. helpen beoordelen. Het inbrengen van milieuaspecten in de eerste stappen van de planningsfase en besluitvorming vraagt een andere en meer integrerende methodologie dan deze die gebruikt wordt in b.v. de milieueffectrapportage waar de effecten van concrete projecten voorspeld en beoordeeld worden. Om in de milieueffectrapportage de effecten van deze ingrepen uit te drukken en te beoordelen, kunnen er twee mogelijke benaderingen gevolgd worden: de effectgerichte benadering en de kwetsbaarheidbenadering.

De effectgerichte benadering vertrekt vanuit de reële situatie A. Vervolgens worden de effecten van de ingreep beschreven en wordt situatie B, de situatie na de ingreep, voorspeld. Een dergelijke benadering is niet eenvoudig. Ze veronderstelt veel kennis over het aanwezige systeem A, de ingreep zelf en over dosis-effectrelaties bij ingrepen op het systeem. In een aantal gevallen is het onmogelijk of niet opportuun om het systeem na de ingreep te voorspellen. Redenen hiervoor kunnen zijn:

- ?? Ontbreken van specifieke basisinformatie over karakteristieken van het systeem;
- ?? Onvoldoende kennis over de dosis-effectrelaties;
- ?? Onvoldoende detailkennis over de ingreep zelf.

Omwille van deze tekortkomingen kan de tweede benadering gebruikt worden, nl. de kwetsbaarheidbenadering. Essentieel in de kwetsbaarheidbenadering is dat niet een milieueffect voorspeld wordt, maar uitgegaan wordt van een verwachting dat een specifiek milieusysteem in negatieve zin zal veranderen door een bepaalde effectgroep (biotoopverlies, barrière-effect, ...). Deze effectgroepen integreren een deel van de effectketen en zijn daardoor zeer geschikt voor het betrekken van milieuaspecten in de planvorming en projectvoorbereiding. Op dit niveau zijn projecten nog "vaag" en kunnen alternatieven een belangrijke rol spelen in het zoeken naar oplossingen met minder potentiële milieueffecten. Door de resultaten van deze kwetsbaarheidanalyse weer te geven onder de vorm van een kwetsbaarheidkaart wordt een ruimtelijk beeld geschapen van de kwetsbaarheid van verschillende gebieden m.b.t. een bepaalde ingreep.

1.2 Doelstelling

De doelstelling bij het opmaken van de kwetsbaarheidkaarten voor de verschillende effectgroepen is in eerste instantie het uitwerken van een kwetsbaarheidbenadering uitgaande van ecologische informatie en kennis omtrent dosis-effectrelaties en effectvoorspellingsmodellen. Belangrijk hierbij is dat er wordt uitgegaan van bestaande informatie. Er wordt wel gezocht naar een efficiënte manier om enerzijds de bestaande informatie zo

goed mogelijk bij te werken m.b.t. de bestaande situatie en anderzijds zal getracht worden om de ontbrekende elementen zo goed mogelijk aan te vullen. Door ecologische informatie te integreren naar een ruimtelijk niveau, kan een kwetsbaarheid cartografisch weergegeven worden. In dit rapport zullen kwetsbaarheidkaarten voor ecotoopverlies en barrière opgesteld worden. Aangezien de basis voor het ecotoopverlies op relatief eenvoudige wijze ook kan gebruikt worden bij het opstellen van kaarten voor andere effectgroepen nl. verdroging, eutrofiëring, verzuring, zijn deze er extra aan toegevoegd.

1.3 Relevantie van ecosysteemkwetsbaarheidkaarten voor natuurbeleid

1.3.1 Inleiding

Kwetsbaarheidkaarten zijn in de eerste plaats signaalkaarten. Ze geven ruimtelijk aan waar door een ingreep negatieve effecten, in dit geval m.b.t. natuurbehoud, te verwachten zijn.

1.3.2 Signaalkaarten in diverse beleidstoepassingen

?? Deze kaarten kunnen de basis vormen voor tal van andere projecten:

- o Onderzoek naar de barrièrewerking op fauna uitgaande van het hoofdwegennet (Ruimtelijk Structuurplan Vlaanderen) als basisinformatie voor ontsnipperingsprojecten (Natuurtechnisch milieubouw)
- o MINA-actie 83 - "Beschermen van niet-verstoord natuurgebied en onderzoek naar de invloed van geluid op natuur"
- o MINA-actie 112 - " Specifieke actieplannen voor bijzondere milieukwaliteit opmaken en uitvoeren"
- o Natuurinrichting in het kader van ruilverkaveling

?? Aanpassing en invulling van gewestplannen - Vlaams Ecologisch Netwerk. Belangrijk is hierbij te bedenken dat een gewestplan een bestemmingsplan is en dat de realiteit (het huidige grondgebruik) niet overeen hoeft te komen met de daaraan gekoppelde bestemming. Het is op dit niveau dat er meer logische invullingen (verschuivingen) kunnen gebeuren (lees ook Afbakening Structuurplan Vlaanderen), aangezien men beschikt over een landgebruikkaart (ecotopenkaart) waarbij met betrekking tot natuurbehoud er tevens een waardering in terug te vinden is. Deze verschuivingen en aanpassingen werken automatisch door op beleidskaarten zoals bijvoorbeeld het Vlaams Ecologisch Netwerk (VEN). Op basis van gecombineerde selecties kan men logische eenheden van natuur samenvoegen, waardoor geïsoleerde fragmenten kunnen vermeden worden. Een terugkoppeling tussen deze 2 kaarten kan hier sterk door verbeterd worden.

?? In combinatie met verspreidingskaarten kunnen deze kwetsbaarheidkaarten wijzen op aandachtsgebieden die extra aandacht moeten krijgen gezien hun belang voor aldaar voorkomende rode lijstsoorten.

?? Vertrekpunt voor cel MER om na te gaan of er knelpunten te verwachten zijn. Dit is belangrijk om zo te kunnen beoordelen welke effectgroepen er moeten bestudeerd worden en anderzijds kan men nagaan of het opstellen van een mer wel noodzakelijk is (dit geldt natuurlijk niet alleen voor de discipline fauna en flora).

?? Door het weergeven van bestaande kwetsbaarheid met betrekking tot de geïsoleerdheid van bepaalde soortgroepen ten gevolge van barrière-effecten kunnen tal van defragmentatie- en ontsnipperingsprojecten concreet uitgewerkt worden (vb. natuurontwikkelingsprojecten m.b.t. specifieke soorten).

1.3.3 Toepassing in milieueffectrapportage

1.3.3.1 Informatie voor de doorlichting (screening) van het project-MER

Bij het toetsen van de mer-plicht kunnen kwetsbaarheidkaarten een belangrijke rol spelen. Het nieuwe Decreet voor Milieueffectrapportage voorziet een substantiële uitbreiding van mer-plichtige activiteiten (voornamelijk de 'bijlage II-projecten van de EU-richtlijn). In praktijk zal een procedure opgesteld moeten worden op welke manier deze mer-plicht getoetst zal worden. In opdracht van de cel mer werd in 1999 een studie uitgevoerd door Technum, 'Uitwerken van een criteriumset ter beoordeling van de noodzaak tot het opstellen van een project-MER'.

1.3.3.2 Informatie voor de reikwijdte (scoping) van het project-MER

Van bij het begin zouden alle milieuaspecten die door de mer-plichtige activiteit beïnvloed worden, in het MER aan de orde moeten komen. De reikwijdte beschrijft de te beschouwen aspecten van het milieu. Afhankelijk van de ingreep en van de karakteristieken van het milieu heeft voor elke mer de reikwijdte een andere inhoud. Een degelijk onderbouwde afbakening van het milieu dient daarom te gebeuren voor elke mer afzonderlijk en vooraleer met het eigenlijke MER gestart wordt.

Deze voorstudie geeft dan ook aan waar en welke milieuknelpunten kunnen optreden bij de verschillende locatiealternatieven. Na een keuze voor een bepaald alternatief kan in de project-MER de aandacht gaan naar deze knelpunten, vooral door na te gaan in hoeverre effectmilderende maatregelen deze knelpunten kunnen 'oplossen'. Door deze voorstudie kan dus de reikwijdte van de project-MER bepaald worden. Op die manier wordt ook de project-MER een integraal onderdeel van de projectontwikkeling. Daarnaast wordt vooraf een expliciete locatiekeuze gemaakt, die in principe niet opnieuw in vraag moet gesteld worden in de project-MER.

1.3.3.3 Haalbaarheids-mer op locatieniveau

Het betrekken van ecologische informatie in de besluitvorming op het niveau van plannen, beleid, programma's en projectvoorbereidingen, de zgn. strategische milieueffectrapportage, is in het kader van een preventief milieubeleid en een actief natuurontwikkelingsbeleid efficiënter in het zoeken naar milieu- en natuurvriendelijke oplossingen voor allerlei geplande ingrepen. Hoewel in Vlaanderen op dit moment specifieke juridische instrumenten, zoals b.v. strategische mer, nog maar in een voorbereidende

fase zitten, is het toch zeer zinvol methodologieën uit te werken om ecologische informatie op het hoger planningsniveau te betrekken en te beoordelen. De methodologie moet bruikbaar zijn voor plannen die de betreffende effectgroepen tot gevolg kunnen hebben (zoals infrastructuurwerken, landinrichting, natuurontwikkelingsprojecten, structuurplanning, ...).

De gevolgde werkwijze van de kwetsbaarheidbenadering kan opgevat worden als een 'voorstudie' die een eventuele project-mer voorafgaat (cfr. Richtlijnenboek mer). Het is de bedoeling om op een gestructureerde en systematische wijze milieuaspecten te betrekken in de afweging van alternatieven (locatieniveau). Hiervoor bestaat geen officiële procedure in Vlaanderen (cfr. 'tracering'-procedure), maar toch blijkt uit reeds opgedane ervaring dat het betrekken van milieuaspecten in een vroegere planningsfase veel efficiënter kan zijn, niet alleen naar milieu toe maar evengoed naar een doorzichtige weloverwogen besluitvorming. Aangezien de terminologie en de afwegingskaders (mens, landschap, fauna en flora) dezelfde zijn als deze in de project-mer, kunnen de bekomen kwetsbaarheidkaarten beschouwd worden als strategische mer op locatieniveau, onder de algemene noemer haalbaarheids-mer.

Strategische mer omvat alle studies waarbij expliciet milieuaspecten betrokken worden in eender welke vorm van de besluitvorming voorafgaandelijk aan de vergunningsverlening. Een haalbaarheids-mer is daardoor een vorm van strategische mer. Haalbaarheid kan bijvoorbeeld betrekking hebben op de locatie van een weg, niet op de opportuniteit ervan. Voor dit laatste is een andere methodiek vereist.

Aangezien de besluitvorming op dit niveau in een locatiekeuzefase zit, kan een methode uitgewerkt worden om ruimtelijke milieu-informatie te vertalen naar te verwachten effecten op locatieniveau. Probleem hierbij is dat het project nog niet in detail kan beschreven worden (zoals hoogteprofiel, afwateringsmethode, waardoor een echte effectenanalyse, zoals die uitgevoerd wordt in een project-MER, niet mogelijk is. Daarom kan er geopteerd worden voor de ruimtelijke kwetsbaarheidbenadering, die dergelijke detailinformatie niet nodig heeft en toch semi-kwantitatief kan aangeven hoeveel milieueffect er verwacht kan worden, een zgn. locatie-MER.

2 Definitie effectgroepen en kwetsbaarheidbenadering

2.1 Kwetsbaarheidbenadering versus effectvoorspelling

De kwetsbaarheidbenadering verschilt expliciet van de effectgerichte benadering: in de kwetsbaarheidbenadering wordt geen effect voorspeld in tegenstelling met de effectgerichte benadering (Peymen, 1997). Zoals reeds vermeld is dit praktisch niet mogelijk en niet efficiënt om voor elke locatie een volledig project uit te werken. De kwetsbaarheidbenadering is een meer integrerende en pragmatische methode (werkt op een hoger integratieniveau) die uitgaande van de karakteristieken van milieusystemen een kwetsbaarheid koppelt met betrekking tot een specifieke effectgroep. Ze veronderstelt dat de ingreep een potentieel negatief effect zal hebben op het milieu.

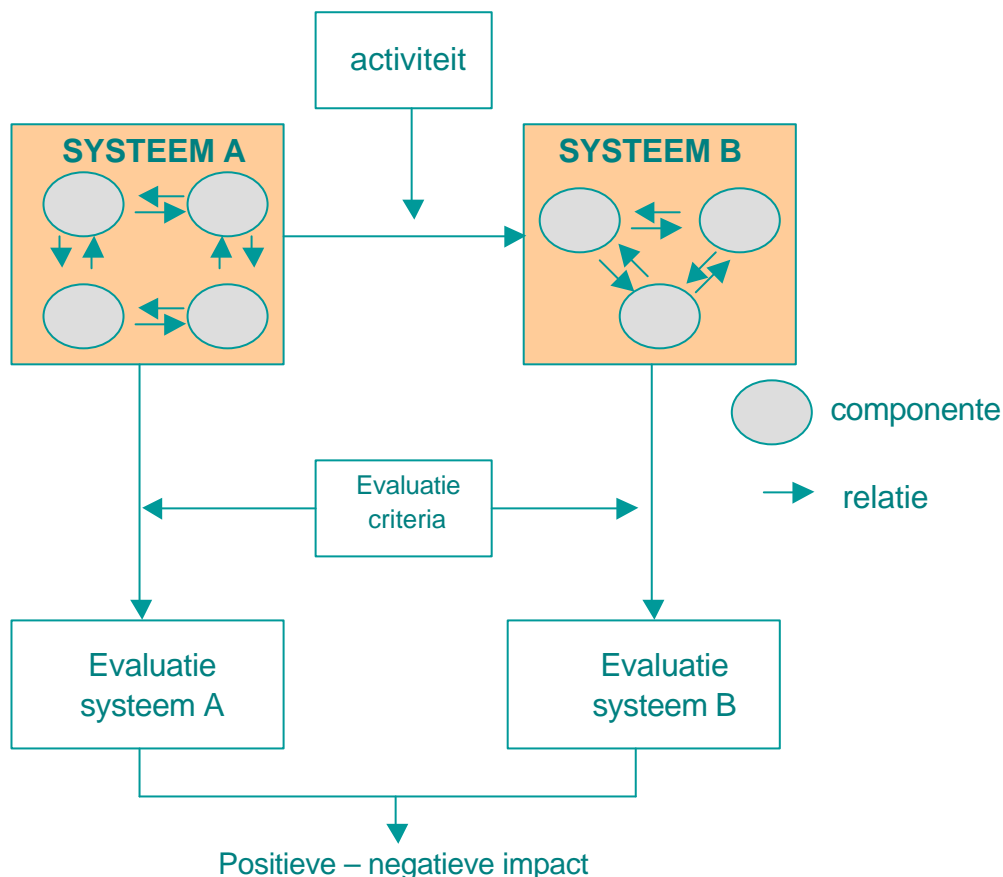


Fig. 2.1: Impact op hoger integratieniveau

Essentieel in deze benadering is dat kwetsbaarheid gedefinieerd wordt als een gevoeligheid van een milieusysteem én een waardering van dat systeem. Gevoeligheid is daarbij altijd gekoppeld aan een effectgroep (b.v. ecotoopverlies). Gevoelige systemen die hoog gewaardeerd worden voor een bepaald thema (bvb. fauna en flora: natuurbehoud) zijn zeer kwetsbaar. Voor

elke verwachte effectgroep kan een kwetsbaarheid gedefinieerd worden. Door milieusystemen ruimtelijk te situeren en te karakteriseren, kan gesproken worden van een ruimtelijke kwetsbaarheidbenadering. De methode is daardoor geschikt voor de milieuafweging van locatiealternatieven.

2.2 Kwetsbaarheidkaarten

Ruimtelijke "kwetsbaarheid" wordt gedefinieerd als de integratie tussen "gevoeligheid" van een cartografisch object (karteringseenheid) en een maatschappelijk-sectoriële evaluatie, in dit geval de betekenis voor het natuurbehoud. In die zin houdt "kwetsbaarheid" een beoordeling in en slaat op beoordeelbare systemen, die in milieueffectrapportage worden aangeduid als integrerende disciplines (fauna en flora, mens en landschap). Dit rapport beperkt zich tot een aantal kwetsbaarheden t.a.v. de discipline "fauna en flora".

Een ruimtelijke "gevoeligheid" is de eigenschap van karteringseenheden (b.v. ecotopen) of van een andere landschapscomponent (b.v. faunagroep, geomorfologie, bodem, kwelzone) om beïnvloedbaar te zijn door een ingreep of proces. Gevoeligheden worden uitgedrukt in een graduele en relatieve schaal. Een beoordeling naar kwetsbaarheid gebeurt door rekening te houden met zowel het actuele als potentiële belang t.a.v. het natuurbehoud.

Het concept van kwetsbaarheidanalyses is reeds uitgewerkt en toegepast in de "Landschapsecologische kartering Nederland" (Veelenturf et al. 1987). De hierbij gehanteerde methoden zijn functie van de gebruikte bronnen (informatielagen) zodat rechtstreekse toepassing ervan binnen Vlaanderen niet zo maar mogelijk is. Tevens worden de informatielagen in Nederland ruimtelijk gegeneraliseerd naar cellen van 1x1 km. Hierdoor is het onmogelijk uitspraken te doen binnen de hokken. De Nederlandse ervaring en kennis maakt de opbouw van de beoogde methodologie voor Vlaanderen haalbaar binnen dit onderzoeksvoorstel. Die kennis en ervaring dienen evenwel geënt op de bij ons beschikbare informatielagen. Tevens wordt een methodologie beoogd met een grotere ruimtelijke resolutie, zodat het gebruik van kilometerhokken niet als kleinste ruimtelijke eenheid fungeert.

In het verleden werden op het vlak van de beoogde kwetsbaarheidanalyses reeds een aantal studies uitgewerkt. Het betreft o.a. analyses t.b.v. de inplanting van afvalwatercollectoren, de aanleg van autowegen en de landinrichting (Van Ghelue et al. 1993). Hierbij deden zij beroep op hun ruime ervaring met ingreep - effect analyses opgedaan tijdens diverse mer's en bij de opmaak van een richtlijnenboek milieueffectrapportage (o.a. van Straaten 1993, Nagels et al. 1995). Deze kwetsbaarheidbenaderingen steunen op een 'best-professional judgement' analyse. Telkens wordt de noodzaak aangevoeld een beter onderbouwde en meer wetenschappelijke methodologie uit te werken en de kwaliteit van de resulterende kaarten te beoordelen.

2.3 Algemene benaderingswijze

In deze paragraaf wordt de kwetsbaarheidbenadering in zijn totaliteit beschreven. Hierbij wordt het gebruik van kwetsbaarheidkaarten in een ruimere context geplaatst. Dit wil zeggen dat de in deze studie uitgewerkte kwetsbaarheidkaarten een onderdeel vormen binnen dit ruimer kader.

De kwetsbaarheidbenadering wordt hier aan de hand van een voorbeeld (inplanting van lijninfrastructuur) toegelicht. Hierbij zijn een aantal fasen te onderscheiden:

- ?? analyse van de activiteit naar potentiële effectgroepen
- ?? opstellen van kwetsbaarheidkaarten voor deze effectgroepen
- ?? integreren van kwetsbaarheidkaarten naar milieuknelpuntenkaarten per discipline: mens, fauna en flora, landschap
- ?? definiëren van de in beschouwing te nemen locatiealternatieven
- ?? evaluatie van tracéalternatieven: de kwetsbaarheidanalyse s.s.

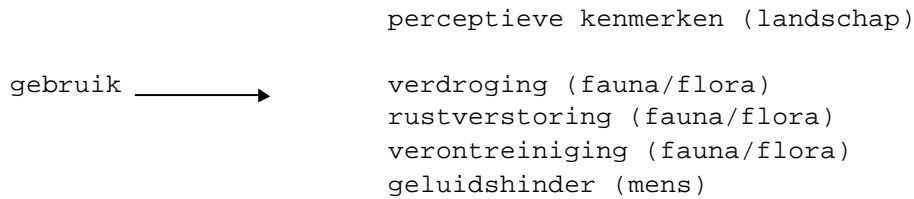
Door reeds te waarderen zullen kwetsbaarheden enkel gedefinieerd worden m.b.t. de effectgroepen van de 'integrerende milieudisciplines' (cfr. Richtlijnenboek mer), nl. de eindeffecten in de ingreep-effectketens. Vandaar dat bij deze benadering 3 disciplines betrokken worden: mens, fauna en flora, landschap. Dit betekent echter niet dat de technische disciplines (bvb. geluid, water, bodem) niet belangrijk zijn in de benadering, maar geluid is op zich niet kwetsbaar, wel de mensen of dieren die het ondergaan. Daarom worden geluid en water pas betrokken in de afweging van de tracéalternatieven, omdat deze noodzakelijk zijn bij de kwantificering van het desbetreffende effect (verdroging, rustverstoring). Daarenboven kan de benadering handig inspelen op de besluitvorming, in dit geval de tracering, door globale milieuknelpuntenkaarten op te stellen. Dit kan gebeuren door gewogen 'optelling' van de afzonderlijke kwetsbaarheidkaarten per discipline. Deze knelpuntenkaarten kunnen getoetst worden met oorspronkelijke en nieuwe locatiealternatieven.

2.3.1 Analyse van de ingreep: aanleg en gebruik van infrastructuren

In de ruimtelijke kwetsbaarheidbenadering worden effectgroepen gedefinieerd (integratie van de potentiële effecten. Zoals reeds vermeld, worden in deze fase van de besluitvorming (planning) bepaalde milieueffecten niet beschouwd omdat zij niet bijdragen tot de afweging van locatiealternatieven, zoals vb. luchtverontreiniging. Het onderstaande effectenschema situeert de verwachte (relevante) effectgroepen waarvoor kwetsbaarheidkaarten kunnen opgesteld worden. De hoofdingrepen die specifieke effecten tot gevolg hebben, zijn in 2 delen op te splitsen, nl. aanleg en gebruik van lijninfrastructuren. Beide ingrepen hebben zowel een permanente als tijdelijke impact op het milieu. De effectgroepen zullen per thema verder toegelicht worden. Door reeds te groeperen naar effectgroepen (inherent aan de kwetsbaarheidbenadering) is dit schema een vereenvoudiging van de ingreep-effectschema's die in een projectMER gebruikt worden. Op dit locatieniveau geven deze effectgroepen echter voldoende differentiërende informatie om potentiële effecten te kwantificeren.

INGREEP EFFECTGROEPEN - KWETSBAARHEIDSKAARTEN

aanleg	→	eco(bio)toopverlies (fauna/flora) barrière-effecten (fauna/flora) versnippering (mens) barrièrewerking (mens) erfgoedwaarde (landschap) structuurwijzigingen (landschap) belevingskwaliteiten (landschap)
--------	---	---



2.3.2 Opstellen van kwetsbaarheidkaarten

De meest cruciale fase van de studie is het opstellen, voor elk van de effectgroepen van de beschouwde disciplines (mens, fauna en flora, landschap), van de kwetsbaarheidkaarten die een vertaling inhoudt van bestaande ruimtelijke milieu-informatie naar een specifieke kwetsbaarheid voor elke optredende effectgroep. Uitgangspunt van de studie is te werken met bestaande, digitale informatie. Indien data niet digitaal beschikbaar zijn maar wel analoog (bvb. kleine landschapselementen, beschermde landschappen, ...), dan kunnen, naargelang het belang van de informatielaag en de tijd die nodig is voor de omzetting, deze kaarten gedigitaliseerd worden. Het is weinig relevant om op locatieniveau gedetailleerde (grootschalige) informatie te verzamelen. Dit maakt deel uit van het project-MER. Deze studie begeeft zich op het middenschalige niveau (1/10000 - 1/25000).

Naast het bijdigitaliseren van informatie zal in veel gevallen actualisering of verfijning nodig zijn om de interpretatiewaarde van de uiteindelijke kaarten te optimaliseren.

2.3.3 Integratie van potentiële effecten: milieuknelpuntenkaart

Nadat de kwetsbaarheidkaarten opgemaakt zijn, is het de bedoeling om per discipline de potentiële effecten ruimtelijk te integreren naar één globale knelpuntenkaart (Fig. 2.2). Dit kan gebeuren door een 'gewogen optelling' van de opgestelde kwetsbaarheidkaarten binnen elke discipline (landschap, fauna en flora, mens). De uiteindelijke drie milieuknelpuntenkaarten kunnen gebruikt worden om tracéalternatieven te genereren die specifieke ruimtelijke knelpunten proberen te vermijden. Een bijkomende mogelijkheid is het samenvoegen van de disciplinekaarten naar één globale visiekaart. Bij deze samenvoeging zullen wegingscores toegekend worden aan de beschouwde disciplines.

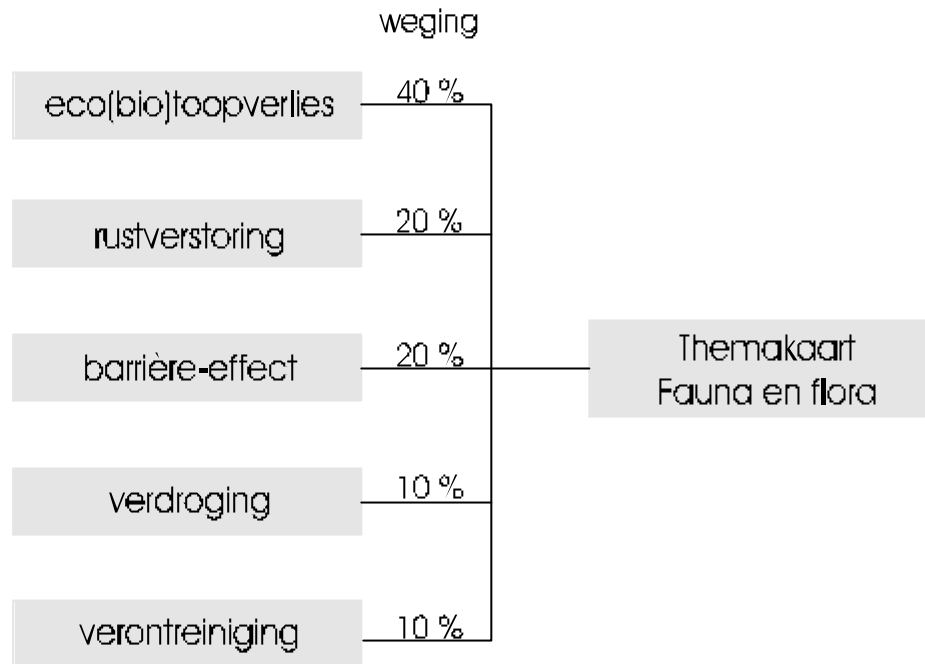


Fig. 2.2: Voorbeeld van de opbouw van een knelpuntenkaart voor het thema 'fauna en flora'

2.3.4 Definiëren en genereren van alternatieven

Naast de bestaande alternatieven die geprojecteerd worden op kwetsbaarheidkaarten, kunnen ook nieuwe alternatieven gegenereerd worden. De ruimtelijke milieuknelpuntenkaarten kunnen, samen met andere beleids- en juridische kaarten en financieel-technische randvoorwaarden gebruikt worden om de relevantie van de reeds bestaande (en nieuwe) locatiealternatieven te evalueren. Uiteindelijk zullen een aantal alternatieven weerhouden worden in de verdere kwetsbaarheidanalyse.

2.3.5 Evaluatie van alternatieven: de Kwetsbaarheidanalyse s.s.

De kwetsbaarheidanalyse s.s. is een kwantificering van de potentiële effecten voor elk weerhouden alternatief. Dit is eigenlijk een eerste stap naar de effectvoorspelling. Door het feit dat de locatiealternatieven van lijninfrastructuren beschouwd worden, zullen effecten ruimtelijk 'opgeteld' moeten worden, zowel binnen de effectgroep als tussen de effectgroepen. Deze stap van de analyse gebeurt in essentie door de weerhouden tracéalternatieven te projecteren op de verschillende kwetsbaarheidkaarten. Hierbij is het gebruik van bijkomende hulpkaarten nodig om de potentiële indirecte effecten te kwantificeren. Deze hulpkaarten kunnen pas opgemaakt worden nadat de tracéalternatieven weerhouden worden en voldoende uitgewerkt zijn (kunstwerken, ophoging of uitgraving, ...). De volgende hulpkaarten zouden in dit voorbeeld als relevant kunnen beschouwd worden, nl.:

- ?? geluidskaart per tracé: kwantificeren voor geluidshinder naar mens en fauna toe;
- ?? globale hydrologische kaart per tracé: kwantificeren van verdroging voor fauna en flora.

Potentiële milieueffecten zijn niet de enige criteria die gebruikt worden in een besluitvorming. Ze zijn in deze studie wel bepalend. Naast milieueffecten kan ook andere ruimtelijke informatie beschouwd worden in de evaluatie. Zo kunnen naast de technische en financiële randvoorwaarden drie groepen van criteria onderscheiden worden, nl.:

- ?? kwetsbaarheidkaarten die het potentiële milieueffect representeren;
- ?? beleid- en intentiekaarten (bvb. natuurlijke structuur, landschapsatlas, ecologische impulsgebieden, ...);
- ?? juridische kaarten zoals het Gewestplan, vogelrichtlijngebieden, beschermde monumenten en landschappen, ...

Naast de eigenlijke kwetsbaarheidkaarten zijn de beleid- en juridische kaarten zeer belangrijk bij de besluitvorming en moeten daarom dan ook mee beoordeeld worden. Hiervoor zijn twee mogelijkheden te volgen:

- ?? In essentie kunnen de trajecten zowel op de milieuknelpuntenkaarten als op de beleid- en juridische kaarten geprojecteerd worden. De integratie van de uiteindelijke scores per alternatief kan via multicriteria-analyse 'opgeteld' of afgewogen worden. In hoeverre de scores van de kwetsbaarheidanalyse, de beleidskaarten en de juridische kaarten onderling afgewogen worden blijft steeds onderwerp van discussie.
- ?? De beleid- en juridische kaarten kunnen als harde randvoorwaarden in de analyse ingebracht worden. Zo is het mogelijk om bepaalde gebieden binnen het studiegebied uit te sluiten in de verdere analyse. D.w.z. dat onder geen enkele voorwaarde dit gebied door een tracé kan doorsneden worden.

Het toekennen van gewichten of evaluaties gebeurt tijdens verschillende stappen in deze kwetsbaarheidanalyse. Het is belangrijk deze stappen duidelijk te expliciteren en te definiëren op welk niveau de gewichttoekenning gebeurt. In de volgende chronologische stappen worden gewichten toegekend:

?? niveau 1

Tijdens het opstellen van de kwetsbaarheidkaarten worden kwetsbaarheidklassen of -getallen toegekend aan objecten. Aangezien kwetsbaarheid gedefinieerd werd als een gevoeligheid t.a.v. een effectgroep met een 'thematische' beoordeling van dat object, is het belangrijk aan te geven welke criteria hiervoor gehanteerd werden. Daarenboven zullen gewichten toegekend moeten worden aan elke kwetsbaarheidklasse om de potentiële effecten te kunnen optellen. Het aantal klassen is eveneens belangrijk en moet geargumenteed worden. Meer klassen betekent meer ruimtelijke differentiatie, maar die moet wel reëel bestaan. Indien gewerkt wordt met 10 klassen, moeten er duidelijk 10 verschillende waarderings gegeven kunnen worden aan objecten. Daarnaast moet de vraag gesteld worden of het effect van klasse 1 1/10 is van dat van klasse 10 (lineair gewicht), anders moeten andere gewichtsverhoudingen worden voorgesteld.

?? niveau 2

Tijdens het opstellen van de globale milieuknelpuntenkaart per discipline worden kwetsbaarheidkaarten opgeteld door gewichttoekenningen aan elke kaart. In principe bepaalt men een soort geografisch gelokaliseerd, globaal negatief milieueffect per

discipline, waarbij de vraag gesteld wordt hoeveel potentieel effect elke kwetsbaarheidkaart bijdraagt.

?? niveau 3

Een laatste gewichttoekenning gebeurt bij het definiëren van visiekaart. In principe is deze stap een eerder maatschappelijk-politieke (besluitvormings-) aangelegenheid. Hierbij worden 100 punten verdeeld over de drie disciplines, in overeenstemming met verschillende maatschappelijke visies.

?? niveau 4

Integratie van de ruimtelijke kwetsbaarheden met andere relevante informatie, nl. beleids- en juridische kaarten en financieel-technische randvoorwaarden.

3 Verzamelen en operationeel maken van basisinformatie

3.1 Basisconcept

De hele methodiek van deze studie is sterk gekoppeld aan de basisinformatie die ten gevolge van de voorgestelde doelstellingen (cfr. 2.2.) aan een aantal criteria moet voldoen:

- ?? Digitale informatie
- ?? Beschikbaarheid over het gehele grondgebied Vlaanderen
- ?? Schaal moet bruikbaar zijn
- ?? Moet recente informatie zijn, m.a.w. moet relevant zijn voor huidige situatie

Uitgaande van deze criteria kunnen de volgende datalagen gebruikt worden:

- ?? Biologische waarderingskaart
- ?? Typologie van de waterlopen
- ?? Bodemkaart
- ?? Wegenkaart (StreetNet)
- ?? Soortverspreidingskaarten (UTM 1x1km), IFBL-kwartierhokken, puntgegevens)

Het is dan de bedoeling om door combinatie van deze lagen te komen tot een ruimtelijke kwetsbaarheid voor ecotoopverlies en barrière, alsook voor verdroging, verzuring en eutrofiëring.

3.2 Opbouw van basisdata

3.2.1 Inleiding

Men kan tot in het oneindige zoeken naar data. Daarom moet zowel voor de soorten- als ecotopenbenadering nagegaan worden welke data een meerwaarde kunnen geven met betrekking tot de vooropgestelde doelstelling.

Het belangrijkste criterium voor het gebruik van data is de beschikbaarheid voor het te bestuderen studiegebied. In dit project betreft het data die voor het volledige grondgebied van Vlaanderen beschikbaar moeten zijn. Dit laatste geldt expliciet voor het opstellen van de ecotopenkaart. Voor de verspreidingskaart kan dit criterium niet integraal toegepast worden om dat er in de realiteit geen soortverspreidingsdatabank bestaat die voor gans Vlaanderen ingevuld is. Desondanks zullen toch deze data kunnen gebruikt worden bijvoorbeeld voor het aanduiden van aandachtsgebieden, het uitwerken van habitatfiches met betrekking tot de BWK, ...

Bij het verzamelen van de verschillende datalagen werd de volgende indeling vooropgezet om een zo volledig mogelijk beeld te krijgen van de noodzakelijke data.

Twee groepen van informatielagen kunnen onderscheiden worden, namelijk de natuurlijke en niet-natuurlijke informatie.

Natuurlijke data

Natuurlijke data kunnen op hun beurt opgesplitst worden in biotische en abiotische data. In deze studie bestaan de biotische data uit de Biologische Waarderingskaart, de soortverspreidingsgegevens en Ecologische Typologie van de Waterlopen (biologische parameters). De abiotische informatie komt enerzijds vanuit de bodemkaart en anderzijds biedt ook hier de Ecologische Typologie van de Waterlopen (morfologische parameters) de nodige informatie.

Niet-natuurlijke data

De niet-natuurlijke informatie omvat deze data die van oorsprong niet tot een natuurlijk systeem kunnen gerekend worden. Het betreft hier de wegen alsook het voorkomen van bebouwing. Dit laatste kan uit de BWK gehaald worden, terwijl de wegen op basis van het Streetnet-bestand zullen beschreven worden.

Aan de hand van een geografisch informatiesysteem (Arcview) zijn deze datalagen met elkaar geïntegreerd en de daaraan gekoppelde attributen via een relationele databank (Access) verwerkt en verzameld. Belangrijke toepassingen om deze integratie tot een goed einde te brengen zijn de overlay- en buffer-techniek.

In de volgende paragrafen zijn de samenstellende elementen voor elke data-laag uitvoerig beschreven worden.

3.2.2 Biologische Waarderingskaart (BWK)

De BWK is een gestandaardiseerde inventarisering en evaluatie van het biologisch milieu op een cartografische schaal van 1/25000 (DE BLUST et al. 1985, PAELINCKX et al. 1991). De inventarisering is gebaseerd op een lijst van ongeveer 162 cartografische eenheden, die grotendeels bestaan uit ecotopen, gekenmerkt door specifieke vegetatie-eenheden. Andere eenheden staan meer voor structurele landschapskenmerken (b.v. bomenrijen, hagen, holle wegen, ...) of geven enkel het landgebruik weer (b.v. boomgaarden, parken, industriezones, ...).

De globale biologische waarde steunt op een aantal criteria (zeldzaamheid, kwetsbaarheid, natuurlijkheid en vervangbaarheid) en wordt uitgedrukt in drie klassen: biologisch zeer waardevol, biologisch waardevol en biologisch minder waardevol.

In het kader van dit project is de biologische waarde herberekend vermits er voor een aantal criteria informatie is bijgekomen die tot een aantal verschuivingen kan leiden. Zo kan op basis van de digitale BWK het aandeel van elke karteringseenheid binnen Vlaanderen berekend worden en kan op basis daarvan een meer correcte zeldzaamheidswaarde toegekend worden. Een andere parameter die niet onbelangrijk is in het bekomen van een integrale biologische waarde is het belang van het ecotoop met betrekking tot de habitatrictlijn (internationaal belang).

Recent zijn alle kaartbladen en bijhorende gegevens ook digitaal beschikbaar in een GIS-omgeving, wat een efficiënter gebruik toelaat. In het kader van dit project werd reeds voor elke provincie één kaart aangemaakt, gezien de provincie de basis begrenzing vormt voor het verder opstellen van de kwetsbaarheidskaarten m.b.t. ecotoopverlies, verzuring en eutrofiëring. Voor de aanmaak van de kwetsbaarheidskaarten m.b.t. barrière is op schaal Vlaanderen gewerkt. De digitale BWK biedt de mogelijkheid allerlei berekeningen, overlays, selecties, verbeteringen, aanvullingen, koppelingen,... te maken.

De BWK kent echter ook heel wat beperkingen (o.a. DE BLUST et al. 1985; VAN GHELUE, 1993), te wijten aan tijdsgebrek tijdens de karteringsperiode, de gebruikte schaalgrootte, het gebruik van complexen, gebrek aan éénvormigheid onder de karteerders,...

Daarbij komt nog dat de inventarisaties voor de eerste versie van de BWK éénmalig zijn gebeurd in de periode 1978-1989. Dit is ondertussen al meer dan tien jaar geleden, waardoor de BWK niet meer volledig overeenstemt met de werkelijkheid. Het landschap is immers aan continue veranderingen onderhevig.

Momenteel zijn er 2 versies beschikbaar van de BWK (Fig. 3.1). De eerste versie (versie 1.0) is gebaseerd op inventarisaties van de periode 1978-1989 en is opgemaakt op basis van stafkaarten met schaal 1/25000. Dit is ondertussen al meer dan tien jaar geleden, waardoor de BWK niet meer volledig overeenstemt met de werkelijkheid. Het landschap is immers aan continue veranderingen onderhevig. Het voordeel van deze kaart is dat zij voor volledig Vlaanderen beschikbaar is.

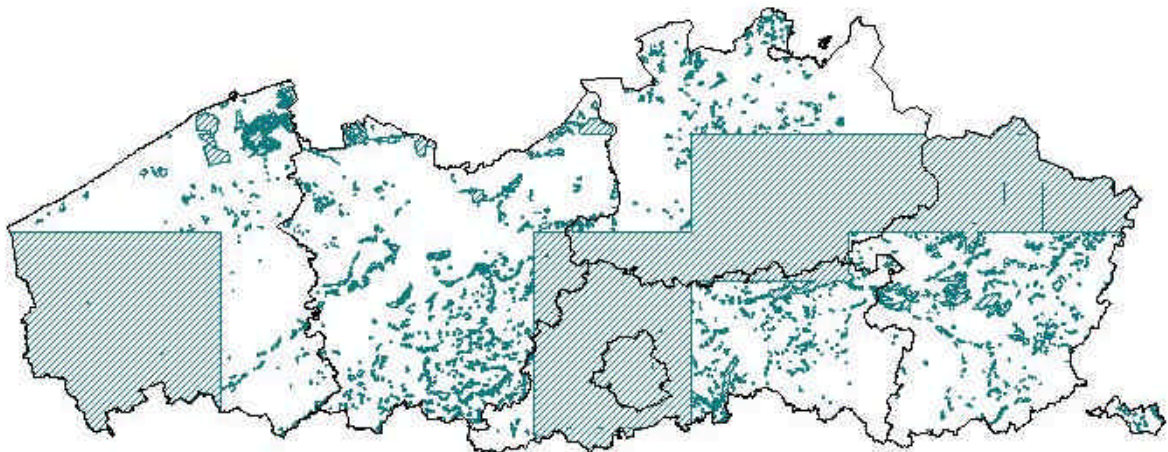


Fig. 3.1: Situering gebieden waarvoor geactualiseerde versie van de BWK voorhanden is.

De tweede versie (versie 2.0) is opgemaakt in 1997 op basis van stafkaarten met schaal 1/10000. Ook luchtfoto's werden geraadpleegd tijdens het uitvoeren van de digitalisatie. Op dit ogenblik loopt een project om de BWK te actualiseren (schaal 1/10.000) en een geactualiseerde derde versie (versie 2.1) van de BWK is beschikbaar voor 35% van Vlaanderen. Deze nieuwere versie is, waar voor handen, gebruikt voor de kwetsbaarheidanalyse. Het verschil tussen de tweede en de derde versie zit in het grotere aantal karteringseenheden.

Verder hebben we rekening gehouden met kritische opmerkingen (BRICHAU, 1995; Van Ghelue, 1993) omtrent het gebruik van de bestaande BWK.

De typering van sommige BWK-eenheden is vaag, waardoor classificatie op het terrein bij dergelijke eenheden moeilijk is. Zo is het in het veld niet altijd éénvoudig om het verschil te maken tussen Ls en Lh, zijnde respectievelijk populierenaanplanten op droge en vochtige gronden, door het ontbreken van criteria. Dit probleem kan opgevangen worden door het achteraf aanbrengen van correcties met de bodemkaart.

Bevat het te karteren gebied een sterke gradiënt, dan komen verschillende vegetatietypes met hun overgangsvormen op een korte afstand van elkaar voor. Dit kan problemen geven bij het toekennen van karteringseenheden in een sterk afwisselend landschap. Voor een aantal vegetatietypen is geen karteringseenheid voorzien, andere blijken moeilijk onder te brengen in een bepaalde karteringseenheid. Ook is het onderscheid tussen bepaalde eenheden soms heel subtiel.

Er wordt weinig of geen rekening gehouden met faunistische waarden. Vooral in de open ruimte, buiten de traditionele 'natuurgebieden' kan het voorkomen van bepaalde organismen toch een grote kwetsbaarheid van een gebied weerspiegelen. Deze wordt gemist wanneer alleen rekening gehouden wordt met de botanische waarden.

De BWK levert ook geen informatie over horizontale relaties tussen verschillende eenheden.

Vooraf het voorkomen van zogenaamde complexen, dit is het toekennen van meer dan één ecotoop-code aan een karteringseenheid, zorgt voor problemen bij het gebruik van de gedigitaliseerde BWK. Het is immers niet eenvoudig om aan een complex zoals bijv. Hp+Bs+Kn+Kbs, een bepaalde waardering en gevoeligheid toe te kennen. Aan de hand van een 'gewogen optelling' van de gevoeligheidsgetallen en de biologische waarde van de voorkomende ecotopen zal een globale waardering en gevoeligheid voor de complexen bekomen worden. Voor en lijst van de in de bwk gebruikte karteringseenheden, zie bijlage 3.

3.2.3 Ecologische typologie van waterlopen (ETW)

Deze databank - belangrijk bij het opstellen van de habitatkaarten - bevat verschillende informatielagen van verschillende organisatieniveaus:

- ?? verspreidingsgegevens van organismen (soorten) en ook levensgemeenschappen in waterlopen (zie bijlage 1);
- ?? een waardering naar waterkwaliteit en structuurkenmerken, gekwantificeerd in klassen (ordinaal) (zie bijlage 1);

- ?? een algemene waardering t.a.v. natuurbehoud, eveneens ordinaal gekwantificeerd (zie bijlage 1);
- ?? morfologische typologie (zie bijlage 2)

De gegevens zijn in deze ruwe vorm beschikbaar in digitale vorm voor het volledige grondgebied van Vlaanderen. De databank bestaat uit twee geografische lagen:

- ?? een waterlopenkaart met waterloopsegmenten (assen van de waterloop) waaraan 4 informatievelden gekoppeld zijn:
 - o de biologische waterkwaliteit (ordinale schaal 1-5);
 - o de structuurkenmerken (ordinale schaal 1-5);
 - o de algemene prioriteitscore (ordinale schaal 1-5);
 - o het morfologisch type
- ?? een kaart met uniek gecodeerde bemonsteringspunten waaraan verschillende tabellen gekoppeld worden;
- ?? een alfanumeriek deel met de gegevens van de bemonsteringspunten (algemene gegevens, chemische waterkwaliteit, voorkomende biota: invertebraten, waterplanten en vissen, structuurkenmerken en enkele afgeleide parameters). Voor deze databank werd een datastructuur opgesteld waarbij de ruimtelijke gegevens opgeslagen worden in een GIS en gekoppeld zijn aan een relationeel gegevensbestand.

3.2.4 *Wegen (StreetNet)*

StreetNet is een uiterst gedetailleerde databank met geografische vectoren met een nauwkeurigheid tot op 10 - 15 meter en kan als dusdanig als referentiekaart voor vele GIS-applicaties gebruikt worden. De gedigitaliseerde vectoren vertegenwoordigen telkens de assen van de wegen en vormen per gemeente een apart bestand.

Het StreetNet-bestand bestaat uit 12 lagen:

- Wegen
- Snelwegen
- Spoorwegen
- Ferry's
- Water
- Vlakken
- Interessante locaties
- Bebouwde kommen
- Adresgebieden
- Regio
- Woonkernen
- Snelwegaansluitingen

Voor elke gemeente bestaan deze 12 lagen (al dan niet voorkomend) afzonderlijk. De lagen van de gewestwegen, snelwegen, spoorwegen en kanalen zijn voor heel Vlaanderen samengevoegd om een kwetsbaarheidanalyse m.b.t. barrière door transportinfrastructuur te kunnen uitvoeren.

Onderstaande functionele wegklassen worden onderscheiden en in de kwetsbaarheidsanalyse gebruikt.

10	:	autosnelweg
20	:	belangrijke hoofdweg
30	:	andere hoofdweg
40	:	secundaire weg
51	:	verbindingsweg
52	:	belangrijke lokale weg
60	:	lokale weg

3.2.5 Bodemkaart

De systematische kartering van de bodem in België is pas van start gegaan in 1947 en de meeste bodemkaarten zijn op dit ogenblik beschikbaar op schaal 1/20.000. Elk kaartblad omvat 8000 ha, is voorzien van een begeleidende tekst en wordt uitgegeven door het Centrum voor Bodemkartering.

De kartering is gebaseerd op een minimum van twee boringen per hectare. De gebruikte karteringseenheid is de bodemserie, eventueel aangevuld met een bodemfase. Elke bodemserie wordt voorgesteld door een code van drie letters die respectievelijk de textuur van het moedermateriaal, de drainageklasse en de profielontwikkeling aanduiden. De bodemfase is een eigenschap die extra kan toegevoegd worden en eerder indicaties geeft over het bodemgebruik en de productiewaarde.

De bodemkaart is ook digitaal beschikbaar wat een efficiënter gebruik toelaat. De kaart werd gedigitaliseerd van de oorspronkelijke bodemkaarten op schaal 1/20.000.

3.2.6 Verspreidingsgegevens

3.2.6.1 Inleiding

Verspreidingsgegevens van planten en dieren worden in een aantal gevallen verzameld als punt (of gebieds)gegevens. De opslag ervan in een databank gebeurt meestal in rastervorm. In Vlaanderen worden twee verschillende rasters gebruikt: het IFBL-raster voor de verspreiding van flora en herpetofauna en UTM-rasters voor overige faunagroepen. Deze rasters overlappen elkaar sterk waardoor verspreidingsgegevens op grootschalig niveau moeilijk gecombineerd kunnen worden.

Het gebruik van verspreidingsgegevens voor de beoordeling van milieueffecten of voor het opstellen van kwetsbaarheidskaarten heeft een aantal beperkingen:

?? voor de meeste verspreidingsgegevens worden rastereenheden als basis gebruikt (b.v. km-hokken), wat impliceert dat de ruimtelijke nauwkeurigheid bepaald wordt door deze rasters (Holsbeek et al., 1986; JNM, 1997)

?? heel wat verspreidingsgegevens zijn nog niet beschikbaar.

Tabel 3.1: De soortverspreidingskaart zal uit de volgende lagen bestaan:

DIERGROEP	BASISVORM	ORGANISATIE
Zoogdieren	UTM 1x1 km-hokken	Zoogdierenwerkgroep, Vleermuizenwerkgroep, Kerkuilenwerkgroep
Amfibieën en reptielen	IFBL- kwartierhokken	HYLA
Vogels	UTM 1x1 km-hokken, puntgegevens	Instituut voor Natuurbehoud, VLAVICO

Het gebruik van zogenaamde "aandachtsoorten" of "aandachtgroepen" (kwetsbare plant- of diersoorten volgens de Rode Lijst of kwetsbare indicatorsoorten die de bijzondere kwaliteit van het milieu typeren) kan wel overwogen worden. Het voorkomen van de das of de beekprik zegt zeer veel over de aanwezige natuurwaarden (zeer specifieke habitateisen) van het betreffende biotoop.

De opportuniteit van het gebruik van oude verspreidingsgegevens (zoals b.v. vroegere vindplaatsen van de otter of de das) moet overwogen worden. Ze geven dikwijls een indicatie over de vroegere milieukarakteristieken en de potenties van een biotoop. Het verdwijnen van bepaalde soorten is meestal een aanwijzing dat lokale milieumomstandigheden gewijzigd zijn.

Als criterium voor het selecteren van een diersoort voor de uitwerking van de kwetsbaarheidanalyse m.b.t. barrière wordt in de eerste plaats naar de relevantie van de soort m.b.t. de effectgroep gekeken. Onderstaande criteria werden bekeken:

- ?? relevantie van de diersoort met betrekking tot barrière door transportinfrastructuur;
- ?? rodelijst soort voor Vlaanderen;
- ?? het maatschappelijk draagvlak; de aaibaarheidsfactor enz.;
- ?? keuze van de indicatorsoorten die representatief zijn voor hun soortengroep;
- ?? voorhanden zijn van voldoende digitale gegevens voor een bepaalde soort (databanken), waarbij deze gegevens het ganse studiegebied moeten beslaan;
- ?? evenwichtige spreiding over de diverse ecotootypes in Vlaanderen;
- ?? spreiding over de verschillende schaalniveaus; met andere woorden zowel dieren met een klein dan een groter leefgebied;
- ?? voldoende beschrijvende gegevens beschikbaar over de diersoort.

Op basis van al deze criteria bleek dat vooralsnog enkel soorten uit drie diergroepen in aanmerking kwamen nl.: zoogdieren, herpetofauna en in mindere mate voor broedvogels.

3.2.6.2 Zoogdieren

Vooraf voor kleine zoogdieren zijn het de wegen die de bewegingen van deze diergroep binnen hun leefgebied, maar ook tijdens de dispersie, sterk belemmeren (VAN APELDOORN & KALKHOVEN, 1991).

Verscheidene soorten kleine zoogdieren zijn extra gevoelig aan barrière-effecten binnen de homerange, aangezien ze solitair of territoriaal leven. Deze soorten vertonen periodiek (vnl. in het voortplantingsseizoen) een verhoogde activiteit, waarbij de seksen elkaar opzoeken. Hierdoor hebben ze een verhoogd risico slachtoffer te worden van het verkeer of een absolute barrière (bvb. autosnelweg) tegen te komen (Rodts, 1998; Mulder, 1996). Het uiteindelijke effect van deze barrière-werking is afname van de populatiedichtheid en het lokaal uitsterven van populaties (OXLEY et al., 1974; Mader, 1985; Sykora et al., 1993) alsook de achteruitgang van de soort en het 'leeg' blijven van geschikt habitat wordt hierdoor bewerkstelligd (Van Apeldoorn, 1991; Oord, 1995). Het lokaal verdwijnen van soorten kan een groot effect hebben op de aanwezige levensgemeenschappen waardoor het bestaande evenwicht verbroken wordt. Soorten die hoger in de voedselketen staan, het betreft hier vooral carnivoren, leggen hun eisen met betrekking tot oppervlakte nodig om te ontwikkelen hoog. Hierdoor is procentueel gezien de impact van het verdwijnen van een beperkt aantal individuen zeer groot. Dit kan leiden tot soortenverarming door dominantie van lagere groepen in de voedselketen, soortverarming in de aanwezige vegetatie door het overheersen van herbivoren, ...

Tabel 3.2: Lijst van zoogdieren waarvoor een habitatkaart uitgewerkt is.

Soortwet	Soortned	Rodelijst
<i>Neomys fodiens</i>	Waterspitsmuis	2
<i>Capreolus capreolus</i>	Ree	4
<i>Lutra lutra</i>	Otter	3
<i>Mustela putorius</i>	Bunzing	2
<i>Sciurus vulgaris</i>	Eekhoorn	3
<i>Cricetus cricetus</i>	Hamster	1
<i>Martes martes</i>	Boommarter	3
<i>Meles meles</i>	Das	2

Over de verspreiding van zoogdieren in Vlaanderen bestaat één belangrijke referentie: Holsbeek, L., et al., 1986. Een belangrijke referentie voor de verspreiding, habitatkarakteristieken, voedsel maar ook waarnemings- en onderzoeksmethoden met betrekking tot zoogdieren (in West-Europa) is Lange, Twisk, Van Winden en Van Diepenbeek (1994).

3.2.6.3 Amfibieën en reptielen

De best gekende barrière-effecten bij amfibieën zijn de effecten op de migratie binnen de homerange, tussen deelhabitatplekken (MOREL & SPECKEN, 1992; VOS & CHARDON, 1994). Het leefgebied van amfibieën bestaat uit verschillende deelhabitatplekken, vaak gescheiden door minder of ongeschikt gebied. Naast een waterelement, waar de voortplanting plaatsvindt, is er meestal sprake van een zomer- of winterleefgebied op het land. Deze bewegingen worden weergegeven in Fig. 3.2.

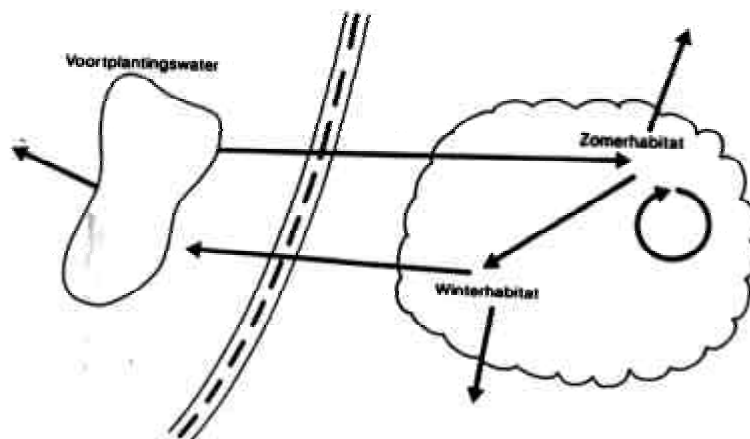


Fig. 3.2: Overzicht van bewegingen tussen deelhabitatplekken en dispersiebewegingen van amfibieën (naar: VOS & CHARDON, 1994).

Verschillen in kwetsbaarheid hangen ook samen met de trekafstanden tussen de deelhabitatplekken (Vos & Chardon, 1994). In Fig. 3.3 wordt een indicatie van de verschillen in actieradius tussen soorten weergegeven.

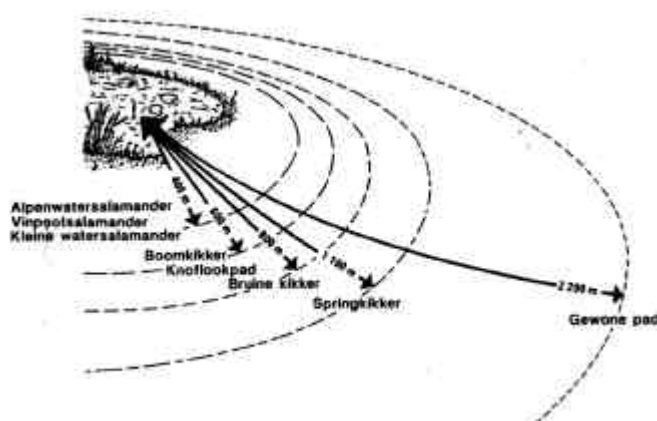


Fig. 3.3: Actieradius van amfibiesoorten binnen het leefgebied (naar VOS & CHARDON, 1994)

Over de barrièrewerking van wegen op reptielen zijn weinig gegevens bekend, hoewel reptielen regelmatig als verkeersslachtoffer (Rodts, 1998) gemeld worden.

De verspreiding van amfibieën en reptielen in Vlaanderen wordt verzameld in een centrale databank. De eigenaar is een werkgroep van de vzw Wielewaal, HYL A. De ruwe verspreidingsgegevens worden door deze werkgroep beheerd in samenwerking met het Instituut voor Natuurbehoud (contactpersoon D. Bauwens). Het bestand bestaat uit een 12000 waarnemingen van de periode 1974 tot nu. Het basisraster is het IFBL-raster op kwartierhok-nauwkeurigheid (1 km). Elke waarneming bestaat uit een naam (taxon), datum, IFBLcode, gemeente, toponiem en in een aantal gevallen een abundantie en biotoopcodes. De gegevens werden ook verwerkt in een publicatie (Bauwens, 1996).

Tabel 3.3: Lijst van amfibieën en reptielen waarvoor een habitatkaart gemaakt is.

Soortwet	Soortned	Rodelijst
<i>Coronella austriaca</i>	Gladder slang	3
<i>Salamandra salamandra</i>	Vuursalamander	3
<i>Anguis fragilis</i>	Hazelworm	Z
<i>Rana arvalis</i>	Heikikker	Z
<i>Lacerta vivipara</i>	Levendbarende hagedis	Z
<i>Bufo calamita</i>	Rugstreeppad	Z

3.2.6.4 Avifauna

De beschikbare gegevens betreffende de avifauna kunnen opgesplitst worden in verspreidingsgegevens over watervogels (inheemse watervogels en wintergasten) en broedvogels (inheemse soorten).

Op het Instituut voor Natuurbehoud worden de niet-gepubliceerde gegevens van de jaarlijkse watervogeltellingen verzameld en verwerkt, in samenwerking met Vlavico (Vlaamse Avifauna Commissie vzw).

Voor deze laatste groep werd er recent, in het kader van het natuurrapport een rode lijst opgesteld.

Wat de watervogels en wintergasten betreft is het niet evident om een rode lijst op te maken. Voor deze groep wordt er vertrokken vanuit de 1%-norm die internationaal werd vastgelegd. De betekenis hiervan is dat als er in een gebied 1% van de populatie van een bepaalde soort voorkomt, dan betreft het een gebied (wetland) dat internationaal van belang is en moet beschermd worden.

Deze lijst is nog niet definitief uitgewerkt, maar op korte termijn zal deze beschikbaar worden. Enkele voorbeeldsoorten zijn de smient, pijlstaart, kraakeend, kleine rietgans, ...

Door Vlavico werd in 1989 een boek "Vogels in Vlaanderen. Voorkomen en verspreiding" gepubliceerd, waarin eveneens een uitgebreide literatuur over voorkomen en habitatkarakteristieken, e.d. bijeengebracht werd.

Ondanks de aanwezigheid van deze gegevens bleek het erg moeilijk om bruikbare signaalkaarten voor vogels te maken. Ook de kwetsbaarheid m.b.t. barrière is voor vogels veel minder relevant dan voor de zoogdieren, amfibieën of reptielen. Daarom werden er slechts enkele habitatkaarten voor soorten broedvogels opgesteld, en slechts voor tureluur leek het nuttig een signaalkaart voor barrière uit te werken.

Tabel 3.4: Lijst van broedvogels waarvoor een habitatkaart gemaakt is.

Soortwet	soortned	Rodelijst
<i>Caprimulgus europaeus</i>	Nachtzwaluw	2
<i>Tringa totanus</i>	Tureluur	2
<i>Circus aeruginosus</i>	Bruine kiekendief	3

4 Ecosysteemkwetsbaarheidkaarten m.b.t. ecotoopverlies

4.1 Inleiding

Om de kwetsbaarheidkaart als uiteindelijk resultaat te bekomen moeten een aantal voorbereidende stappen doorlopen worden:

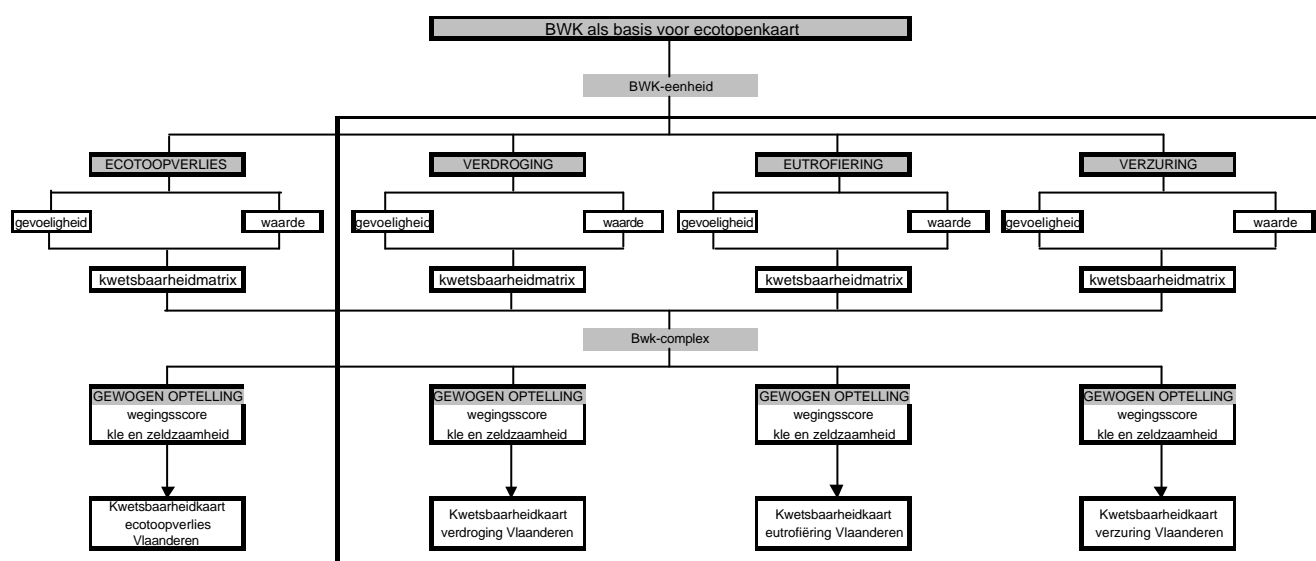


Fig. 4.1: Stroomschema voor de aanmaak van kwetsbaarheidkaarten.

In eerste instantie moet men beschikken over een digitale basiskaart die de bestaande toestand weergeeft. Voor de berekening van de uiteindelijke kwetsbaarheid moet men enerzijds beschikken over een gevoeligheidstal met betrekking tot een specifieke effectgroep en anderzijds moet een numerieke waardering beschreven worden (volgens maatschappelijk-sociale sector). Indien deze getallen bekend zijn, kan in een volgende stap de berekende kwetsbaarheid uitgewerkt worden en deze in een ruimtelijke dimensie weergegeven worden. Hoewel in het oorspronkelijke projectvoorstel enkel vermeld werd dat er kwetsbaarheidkaarten gemaakt zouden worden voor ecotoopverlies zijn ook voor nog 3 andere effectgroepen (verdroging, verzuring, eutrofiëring) kwetsbaarheidkaarten aangemaakt (cfr. groepen in kader in bovenstaand stroomschema en paragraaf 1.2 doelstellingen).

In de volgende paragrafen worden deze verschillende stappen toegelicht en zo volledig mogelijk beschreven.

4.2 Opstellen van de ecotopenkaart

4.2.1 Biologische Waarderingskaart (BWK)

De basiskaart is, zoals voorheen reeds gezegd, de BWK. Voor de derde versie hiervan is de herkartering van Vlaanderen begonnen in 1998. De opmaak gebeurt zoals bij de tweede versie en reeds 35 % van Vlaanderen werd geherkartereerd.

Bij het verder uitwerken van de ecotopenkaart is er dan ook getracht om zoveel mogelijk gebieden in de oude BWK te vervangen door inventarisaties die reeds bestaan in de nieuwe BWK. Gezien het verschil in nauwkeurigheid kunnen er artefacten ontstaan (zie Fig. 4.2).



Fig. 4.2: Verschil tussen oude en nieuwe BWK (links: oude - rechts: oude + Nieuwe)

De inhoud van de BWK (attributen) is als volgt opgebouwd:

- ?? Label: op basis van het stafkaartnummer;
- ?? Eco1 - eco15: beschrijving aan de hand van karteringseenheden (par. 3.6, bijlage 3) al dan niet als complex geformuleerd. De volgorde van ecotopen is in functie van het visueel bepalend aspect;
- ?? Verhouding: weergave van hoe bepaalde ecotopen zich verhouden tot andere;

Voor het verdere gebruik van de BWK bij het opstellen van de kwetsbaarheidkaarten werden de volgende attributen weerhouden:

- ?? Label: aanpassing waarbij uit het label ook af te leiden is uit welke versie de informatie komt (vb. 153_124_1: kaartblad 15/3, vlak 124, oude versie ; 153_124_97: nieuwe versie van BWK97; 153_124: nieuwe versie van BWK99)
- ?? Eco1 - eco5: hier werd gekeken naar het percentage van de vlakjes dat benomen werd door meerdere ecotopen. De conclusie is dat minder dan 1 % van de vlakjes in Vlaanderen (zie tabel 4.1) een invulling hebben voor eco6. Naar onze mening levert dit geen significante bijdrage in de verdere verwerking van de kwetsbaarheidkaarten.

Tabel 4.1: Invulling van de ecotopen voor heel Vlaanderen

Eco1	100 % (er is altijd een waarde)
Eco2	31 %
Eco3	10 %
Eco4	3,7 %
Eco5	1,4 %
Eco6	0,6 %
Eco7	0,2 %
Eco8	0,07 %
Eco9	0,02 %
Eco10	0,009 %
Eco11	0,006 %
Eco12 - eco15	Komt niet voor

4.2.2 Biologische waardering en zeldzaamheid

De waardering in de BWK steunt op een aantal criteria (natuurlijkheid, vervangbaarheid). In het najaar van 1998 werd door de cel die belast is met de Biologische Waarderingskaart (o.l.v. Desiré Paelinckx een nieuwe lijst opgemaakt met een waardering voor elke bestaande karteringseenheid. De volgende codering werd hierbij gebruikt (al dan niet voor complexen):

- ?? Biologisch minder waardevol: m
- ?? Biologisch waardevol: w
- ?? Biologisch zeer waardevol: z
- ?? Biologisch minder waardevol met waardevolle elementen: mw
- ?? Biologisch minder waardevol met zeer waardevolle elementen: mz
- ?? Biologisch minder waardevol met waardevolle en zeer waardevolle elementen: mwz
- ?? Biologisch waardevol met zeer waardevolle elementen: wz

Normaal kan een polygoon met slechts één karteringseenheid enkel de waarden m, w of z aannemen. De waarden mw, mz, mwz en wz staan dus enkel in functie van de waardering van complexen (32%), waarbij ecotopen voorkomen met een verschillende waardering (vb. Hp+Bs+Kn+Kbs)

Naast de automatische toekenning van een waardering aan een karteringseenheid, wordt er ook rekening gehouden met de situatie waarin een bepaald ecotoop zich bevindt. Zo is er een diversifiëring via extra criteria zoals zeldzaamheid, koppeling aan rivier (Hp langs een waterloop wordt opgewaardeerd), bebouwing (complex met enkel U* blijft m). In de verdere uitwerking van de kwetsbaarheidkaarten zal dit concreter uitgewerkt worden.

4.3 Kwetsbaarheidmatrix

4.3.1 Numerieke waardering

Vermits er in het verdere verloop van het project met de waardering in de bwk moest kunnen gerekend worden, werden de letterwaardering omgezet in een numerieke waardering. Voor elke karteringseenheid wordt een waardering gegeven die de volgende waarde kan hebben:

- 1 : biologisch minder waardevol (m)
- 2 : biologisch waardevol (w)
- 3 : biologisch zeer waardevol (z)

Bij de oorspronkelijke biologische waardering werd de zeldzaamheid als criterium geïntegreerd. Bij de nieuwe waardering wordt hier de zeldzaamheid afgesplitst (zie bijlage 4). In de verdere opbouw van de kwetsbaarheidkaarten zal blijken dat de zeldzaamheid een extra dimensie geeft aan de toekenning van de kwetsbaarheden. Kort samengevat komt het erop neer dat 2 biologisch zeer waardevolle gebieden toch nog een verschillende kwetsbaarheid kunnen hebben.

Om een beeld te krijgen van alle voorkomende karteringseenheden werd op basis van de digitale BWK het aandeel van elke karteringseenheid binnen Vlaanderen berekend en kon op basis daarvan een meer correcte zeldzaamheidswaarde toegekend worden. Naast de zeldzaamheid voor Vlaanderen is het niet onbelangrijk voor het bekomen van een integrale biologische waarde om het internationale belang van het ecotoop weer te geven (habitatrictlijn). In tabel 4.2 (Kuijken, E. (red.), 1999) wordt de zeldzaamheid van de ecotopen op basis van de BWK weergegeven.

Tabel 4.2: Zeldzaamheid van biotopen in Vlaanderen (zie ook bijlage 3 en 4)

Zeldzaamheid	Oppervlakte	Karteringseenheden BWK habitat met een internationaal belang (habitatrictlijn) staan vet gedrukt; habitat waarvoor Vlaanderen een internationale verantwoordelijkheid draagt via de Ramsarconventie staan cursief

<p>Nagenoeg of geheel verdwenen</p>	<p>200 - 399 ha 0,015 - 0,03 %</p>	<p><u>Heiden en vennen :</u> Ces, Cp, Cv, Ct, Ctm, T, Tm, Hn</p> <p><u>Moerassen (bijna alle):</u> Mz, Mm, Mc, Md, Ms, Mk, Mp, Sm, So, Vo, Vt, Vc</p> <p><u>Overige moerasbossen en struwelen:</u> Vf</p> <p><u>Waterrijke gebieden:</u> Ah, Da</p> <p><u>Uitbreiding waterrijke gebieden:</u> Ad, Ka</p> <p><u>Duinvegetaties:</u> Dd, Qd</p> <p><u>Historisch permanent grasland: (Halfnatuurlijke graslanden)</u> Hm, Hmo, Hmm, Hme, Hk, Hv</p> <p><u>Struwelen:</u> Sg, Sk</p> <p><u>Mesofiele bossen:</u> Es, Ek, Ql, Fl, Fm, Qk, Fk, Ru, Rud</p>
<p>Uiterst zeldzaam</p>	<p>400 - 2800 ha 0,03 - 0,2%</p>	<p><u>Heiden en vennen:</u> Ao, Ce, Cd, (minimum van Cm, Ha)</p> <p><u>Moerassen:</u> Vm, (minimum van Hf)</p> <p><u>Overige moerasbossen en struwelen:</u> Sf, Va, (minimum van Vn)</p> <p><u>Waterrijke gebieden:</u> Ae*, Aev, Am, Ds</p> <p><u>Duinvegetaties:</u> Dm, Sd</p> <p>Historisch permanent grasland: HALFNATUURLIJKE GRASLANDEN: Hc, Hj, Hd, (minimum van Hu) Halfnatuurlijke graslanden met teruggedrongen ecologische kwaliteit (#) en graslanden met verspreide natuurwaarden</p>

		<u>Zilte graslanden:</u> <i>(Hpr*+Da, Hpr+Da, Hpr*)</i> , <i>Hp+Mr</i> , <i>Hp+Hc (Kn)</i>
		<u>Ruigten:</u> Ku
		<u>Struwelen:</u> Sp
		<u>Mesofiele bossen:</u> Qe, Fe
Zeer zeldzaam	2800 - 5600 ha 0,2 - 0,4%	<u>Heiden en vennen:</u> Cg , (maximum van <i>Cm</i> , Ha)
		<u>Moerassen:</u> (maximum van <i>Hf</i>), (minimum van <i>Mr</i>)
		<u>Overige moerasbossen en struwelen:</u> (maximum van Vn)
		<u>Waterrijke gebieden:</u> Ae , <i>Aer</i>
		<u>Uitbreiding waterrijke gebieden:</u> <i>Ap</i> , <i>App</i> , <i>Apo</i>
		<u>Historisch permanent grasland:</u> Halfnatuurlijke graslanden: (maximum van Hu)
		<u>Ruigten:</u> <i>Hr</i>
		<u>Mesofiele bossen:</u> Qa, Fa

4.3.2 Gevoeligheidsgetallen

Enkele jaren geleden werd door Dirk Debaere (OC-GIS Vlaanderen mond. med.) aan alle karteringseenheden van de Biologische Waarderingskaart (BWK) indicatiewaarden toegekend voor een aantal ecologische parameters en gevoeligheden. De eerste bedoeling was om op basis van deze waarden thematische kaarten op te stellen van de digitale BWK. Aangezien in elk gekarteerd vlak op de BWK één of meer karteringseenheden zijn opgenomen, zou het mogelijk worden om aan elk vlak een waarde voor een ecologische parameter of gevoeligheid toe te kennen en op basis daarvan een thematische kaart op te stellen. Dergelijke kaarten zouden dan voor uiteenlopende

doeleinden (planning, in het kader van milieueffectrapportering...) kunnen gebruikt worden.

Om tot deze indicatiewaarden te komen waren er geen mogelijkheden om uitgebreid ecologisch of landschapsecologisch onderzoek te verrichten, daarom zijn de waarden gebaseerd op "best professional judgement". De bedoeling was (en is nog altijd) dat een lijst zou ontstaan die bij gebruik, na evaluatie door experts, op basis van bijkomend ecologisch onderzoek, of door eenvoudige toetsing te velde, zou kunnen bijgewerkt worden.

In de lijst (versie 2.4) zijn gevoeligheid voor waterstandsval en gevoeligheid voor aanrijking met voedingsstoffen uitgewerkt. Daarnaast werd door Myriam Dumortier, Dirk Boeye en Johan Peymen (Instituut voor Natuurbehoud) de gevoeligheid voor verzuring ingevuld (bijlage 4).

Onder gevoeligheid wordt hier uitsluitend de mate waarin een karteringseenheid verandert bij een milieuverandering, verstaan. Dit wil zeggen dat deze indicatie niet aangeeft in hoeverre de natuurbehoudswaarde van de karteringseenheid bij een milieuverandering wijzigt. Dit laatste wordt doorgaans de kwetsbaarheid genoemd. Deze gevoeligheidswaarde geeft verder ook geen beeld van de mogelijke alternatieve karteringseenheid die zich op die plaats, ingevolge de 'ingreep', ontwikkelt. Zij geeft dus alleen een indicatie van in hoeverre de huidige karteringseenheid op die plaats zal wijzigen als gevolg van de ingreep.

Voor het aangeven van indicatiewaarden van karteringseenheden, werden voor de beschouwde ecologische parameters en gevoeligheden eerst klassen geïdentificeerd en omschreven. Vervolgens werd elke karteringseenheid op basis van veldkennis in een klasse ondergebracht. Voor de gevoeligheden werden 5 klassen onderscheiden. Dit aantal klassen laten voldoende flexibiliteit over om bvb om de ene of de andere reden systematisch 1 of meer klassen te verhogen of te verlagen, of om een 'synthetiserende' indicatiewaarde af te leiden.

De onderlinge relatie tussen deze groepen voor één milieuparameter, heeft uitsluitend een rangordebetekenis. Er kan alleen (en dan nog met het nodige voorbehoud) gezegd worden dat bvb. de karteringseenheden van klasse 4 achter de karteringseenheden van klasse 3 komen. Hoe de ecologische parameter zelf, zich hierbij gedraagt, staat hierbij niet vast - hij neemt alleen toe (of af) naar een uiterste waarde. Dit betekent ook dat met de klasse-waarden in principe niet kan gerekend worden (een waarde 4 betekent niet dubbel zoveel als een waarde 2).

Bij het rangschikken van de karteringseenheden doet zich frequent het probleem voor dat bepaalde karteringseenheden een brede ecologische amplitude t.a.v de beschouwde milieu- of gevoeligheidsparameter vertoont. Dit heeft o.a. te maken met het feit dat bepaalde karteringseenheden erg heterogeen kunnen zijn, of dat zij zich indifferent t.a.v. een milieuparameter gedragen. Er werd gezocht naar de meest typische situatie, en waar dat niet kon, de eerder meer gevoelige situatie. Dit laatste is vooral ingegeven door het feit dat de kaarten die op basis van de BWK en deze lijst kunnen opgesteld worden eerder als signaalkaarten moeten kunnen fungeren, waarbij het eerder gewenst is dat een signaal te veel dan een signaal te weinig wordt gegeven. In de toekomst zou het opportuun kunnen zijn om een lijst met ranges (ondergrens-bovengrens) op te stellen.

Voor het toekennen van indicaties aan karteringseenheden voor gevoeligheid voor waterstandsaling en aanrijking van het milieu met voedingsstoffen werd een vijfdelige schaal gehanteerd. Deze schaal is een compromis tussen enerzijds een dosis-effectrelatie en anderzijds een onzekerheid t.a.v. het wel of niet gevoelig zijn van een BWK-ecotoop. Dit laatste heeft te maken met het feit dat bepaalde karteringseenheden soms wel, soms niet aan veranderingen onderhevig zijn, gegeven een zekere 'dosis'. Ook de dosis-effect-relatie is niet altijd eenduidig en lineair, en dus zeker niet altijd in een eendimensionale schaal te vatten. De onderscheiden klassen kunnen als volgt omschreven worden:

- 1: zo goed als ongevoelig, geen verandering ingevolge ingreep
- 2: soms gevoelig, meestal niet
- 3: in regel licht gevoelig, ofwel soms wel - soms niet gevoelig
- 4: gevoelig, een redelijke ingreep heeft grote gevolgen
- 5: zeer gevoelig, zelfs een kleine ingreep werkt vernietigend voor het ecotoop

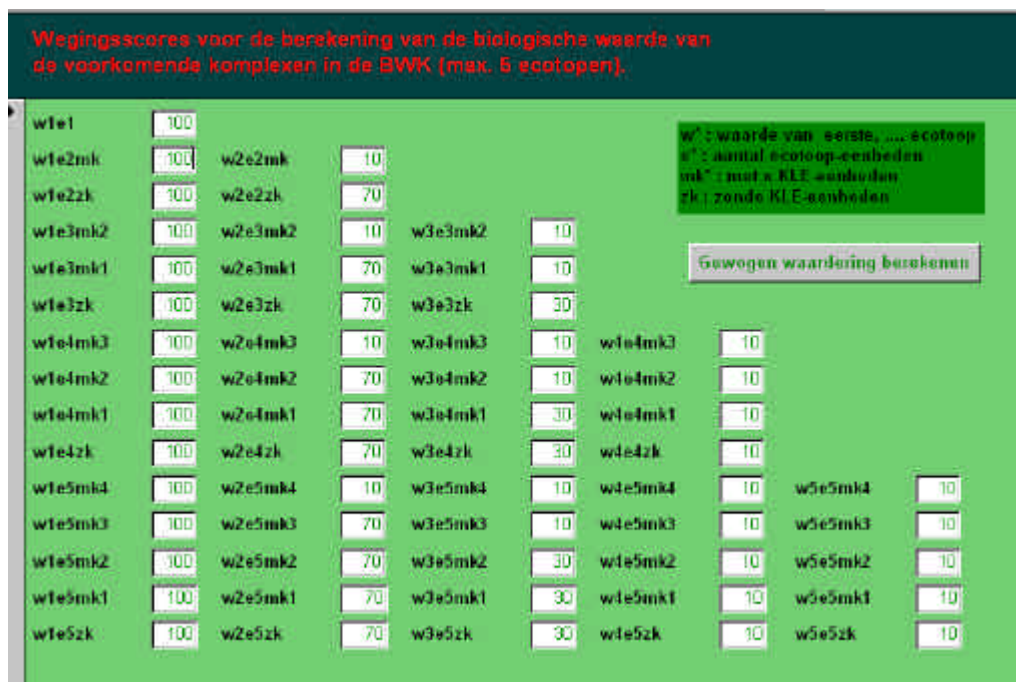
4.3.3 Wegingscores

Bij het bepalen van de wegingscores moest er met een aantal criteria rekening gehouden worden, nl.:

- ?? In functie van de plaats van een karteringseenheid binnen een complex moet een afgaande weging toegekend worden. Er wordt immers vanuit gegaan dat het eerste ecotoop het dominante (beeldbepalende) ecotoop is binnen een complex.
- ?? Daarnaast moet men ook een onderscheid maken tussen kleine landschapselementen (KLE) (o.a. veedrinkpoel, bomenrijen,...) en de andere eenheden. Dit heeft vooral betrekking op het aandeel dat een KLE kan hebben m.b.t. de totale oppervlakte van een complex. De weging staat immers in functie van de geschatte oppervlakte die door een eenheid in een complex kan ingenomen worden. Zo moet Hp + Bs (weiland + akker) anders gewogen worden dan Hp + Kn (weiland + veedrinkpoel)
- ?? Een KLE dat op de tweede plaats staat moet een zelfde weging krijgen dan een KLE dat als vijfde ecotoop wordt beschreven.

In Fig. 4.3 wordt bondig weergegeven welke weging voor welke situatie wordt toegepast. Hierbij werden verschillende waarden ingevuld om na te gaan of er eventueel significante verschillen optraden. Er werd wel steeds rekening mee gehouden dat er een afgaande weging was met betrekking tot de plaats van het ecotoop in het complex. Onze conclusie was dat er ondanks het toekennen van verschillende wegingscores geen significante verschillen optraden. De eerste wegingscore werd wel op 100 gehouden, omdat het eerste ecotoop bepalend moet zijn, terwijl de andere ecotopen zorgen voor een op- of onderwaardering.

Fig. 4.3: Wegingsscores voor de bestaande BWK-complexen.



4.3.4 Kwetsbaarheidmatrix

Na het bekomen van de individuele waardering en gevoeligheidsgetallen voor de voorkomende karteringseenheden (bijlage 4), werd een matrix (voor verdroging, eutrofiëring en verzuring) opgezet die deze waarden naar een kwetsbaarheidgetal vertaalt. De toekenning van een vertaalsleutel is empirisch en gebaseerd op 'best professional judgement'. In de eerste kolom is de waardering terug te vinden, terwijl in de eerste rij de gevoeligheidschaal weergegeven wordt (voor alle effectgroepen dezelfde). De matrix ziet er voor deze effectgroepen als volgt uit:

Tabel 4.3: Kwetsbaarheidmatrix voor de effectgroepen verdroging, eutrofiëring en verzuring.

		1	2	3	4	5	gevoeligheid
Waardering	1	1	1	2	2	2	
	2	1	2	3	3	4	
	3	1	3	3	4	4	

Bij de matrix voor ecotoopverlies werd de gevoeligheid niet als een gradiënt van weinig gevoelig tot zeer gevoelig beschouwd. Dit heeft voor gevolg dat het toekennen van een kwetsbaarheidgetal sterk gekoppeld is aan de waardering van het beschouwde ecotoop. De omzetting naar kwetsbaarheid ziet er dan als volgt uit:

Tabel 4.4: Kwetsbaarheidmatrix voor de effectgroep ecotoopverlies.

		1	gevoeligheid
Waardering	1	2 (1 voor U*, spoor, weg)	

	2	3
	3	4

In de laagste klasse wordt er een onderscheidt gemaakt tussen bebouwing (U*), spoor en weg en de andere minder kwetsbare ecotopen. Er wordt in deze effectgroep rekening gehouden met het verlies aan weliswaar minder waardevolle ecotopen maar waarbij er een verschil is met betrekking tot de natuurlijke open ruimte (bvb. akker t.o.v. weg). Bij de invulling van de kwetsbaarheidmatrix werd er naar gestreefd dat de 2 matrices met elkaar konden vergeleken worden (zie kwetsbaarheidwaarden ecotoopverlies).

De kwetsbaarheidgetallen kunnen als volgt omschreven worden:

- 1 : niet kwetsbaar
- 2 : weinig kwetsbaar
- 3 : kwetsbaar
- 4 : zeer kwetsbaar

4.4 Gewogen optelling

Voor het bekomen van de uiteindelijke kwetsbaarheid voor een complex (bestaande uit 1 of meer ecotopen) werd gebruik gemaakt van de 'gewogen optelling'.

Belangrijk bij deze berekening is dat er de mogelijkheid ontstaat dat een gebied dat als complex gekarteerd is, naar beneden kan gewaardeerd worden. Dit is mogelijk doordat men gebruik maakt van de gewogen optelling, waarbij de volgende formule gehanteerd wordt (varieert i.f.v. aantal ecotopen in een complex):

$$\frac{((\text{waardeecol} \times \text{wegingsscore1}) + (\text{waardeeco2} \times \text{wegingsscore2}))}{(\text{wegingsscore1} + \text{wegingsscore2})}$$

waardeecol: kwetsbaarheid van eerste ecotoop, ...

Als voorbeeld kan het volgende gesteld worden:

Mr + Hp (zeer waardevol (3) + minder waardevol (1)) krijgen in deze methode de waarde 2,1. Dit laatste getal benadert meer de realiteit omdat men moet vooropstellen dat in deze situatie de volledige oppervlakte niet door zeer waardevol ecotoop wordt ingevuld. In de formule kunnen maximaal 5 ecotopen ingebracht worden.

Indien men niet met complexen te maken heeft dan valt men met deze formule automatisch terug op de oorspronkelijke waarde.

Bij de berekening kan men een waarde bekomen van 0 tot 4. Hierna gebeurt de integratie van de zeldzaamheid. Het principe dat hier gevolgd is vertrekt van het gegeven dat het al dan niet voorkomen van een of meerdere zeldzame ecotopen (zie tabel 4.2) een constante opwaardering geeft (+ 0,5). De maximumscore die kan bekomen worden is dan 4,5.

Op basis van de berekende waarden werd de volgende onderverdeling in kwetsbaarheidklassen aangemaakt:

Tabel 4.5: Onderscheiden kwetsbaarheidklassen (Voor ArcExplorer werden de waarderingen vanwege technische beperkingen naar letters vertaald)

(0 - 0.99)	geen waarde	GI (ArcExplorer)
(1 - 1.99)	niet kwetsbaar	A B (ArcExplorer)
(2.0 - 2.99)	weinig kwetsbaar	C D (ArcExplorer)
(3.0 - 3.99)	Kwetsbaar	E F (ArcExplorer)
(4.0 - 4.5)	zeer kwetsbaar	G (ArcExplorer)

4.5 Kwetsbaarheidkaarten

Zoals reeds aangegeven werd, werden er 5 kwetsbaarheidkaarten aangemaakt (zie inleiding paragraaf 3.1.). Deze kaarten kunnen aan de hand van de bijgeleverde cd-roms en kaartenbundel bekeken en geraadpleegd worden. Met betrekking tot een vlotte toegang wordt dan ook in deze paragraaf de inhoud (attributen) van deze kaarten beschreven.

Deze kaarten zijn zowel in Arcview als in ArcExplorer te bekijken. De opzet van de cds is dat deze kaarten aan de hand van een klik op de knop eenvoudig op te roepen zijn (zie ook toelichting op kapt van cd-rom).

De kaarten (voor biotoopverlies, verzuring en eutrofiëring) zijn opgemaakt per provincie. In Arcview heeft men 5 Windows (views) met in elke view de betreffende kwetsbaarheidkaarten per provincie. Voor de gebruikers van ArcExplorer zijn de projecten opgemaakt per effectgroep. Bijvoorbeeld als u dubbelklikt op het project 'AEverdroging' dan zal het project opgestart worden waarbij de 5 kwetsbaarheidkaarten voor verdroging geopend worden.

In tabel 4.6 staat een overzicht van de bestaande structuur en inhoud van de kaarten.

Tabel 4.6: Structuur van de attributen die bij de kaarten zijn terug te vinden

Name	Type	Size	Decimals
Shape	SHAPEPOLY	8	0
Unitag	CHAR	15	0
Eenh1	CHAR	12	0
Eenh2	CHAR	12	0
Eenh3	CHAR	12	0
Eenh4	CHAR	12	0
Eenh5	CHAR	12	0
Karakterwa	CHAR	15	0
Eval	CHAR	4	0
Vereenvoud	CHAR	10	0
Kwetsecov	DECIMAL	12	1
Kwetsverd	DECIMAL	12	1
Kwetseutr	DECIMAL	12	1
Kwetsverz	DECIMAL	12	1
Aeecov	CHAR	6	0
Aeverd	CHAR	6	0
Aeeutr	CHAR	6	0
Aeverz	CHAR	6	0

In volgende paragrafen zullen de betreffende attributen kort toegelicht worden:

Unitag

Geeft een unieke code voor elk voorkomend vlak. Uit de codering is af te leiden op welk kaartblad (1/10000) men zit en tot welke BWK-inventarisatie het vlak behoort (zie 3.2.1).

Eenh1 - Eenh5

Ecotopenbeschrijving (zie ook bijlage 3)

Karakterwa

Niet numerieke waardering waarbij het aantal van elke categorie wordt weergegeven. Bv. w2z1: 2 waardevolle ecotopen en 1 zeer waardevol in het complex. De volgorde is hierin niet terug te vinden.

Eval

Niet numerieke waardering ingevuld door BWK-cel.

Vereenvoud

Vereenvoudigde weergave van 'Karakterwa'. Deze code is vergelijkbaar met de evaluatie die door de BWK-cel werd ingevuld voor de nieuwe inventarisaties.

Kwetsecov

Numerieke kwetsbaarheid voor ecotoopverlies

Kwetsverd

Numerieke kwetsbaarheid voor verdroging

Kwetseutr

Numerieke kwetsbaarheid voor eutrofiëring

Kwetsverz

Numerieke kwetsbaarheid voor verzuring

Aeecov

Niet-numerieke kwetsbaarheid voor ecotoopverlies die gebruikt wordt om de kaart in ArcExplorer weer te geven

Aeverd

Niet-numerieke kwetsbaarheid voor verdroging die gebruikt wordt om de kaart in ArcExplorer weer te geven

Aeeutr

Niet-numerieke kwetsbaarheid voor eutrofiëring die gebruikt wordt om de kaart in ArcExplorer weer te geven

Aeverz

Niet-numerieke kwetsbaarheid voor verzuring die gebruikt wordt om de kaart in ArcExplorer weer te geven

Als bijkomende informatieve laag werd een kaart met de gemeentes voor Vlaanderen toegevoegd.

5 Ecosysteemkwetsbaarheidkaarten m.b.t. barrière

5.1 Impact van transportinfrastructuur op natuur

(naar COST341, European State of the Art Report, 2000).

Men is het er reeds lang over eens dat fragmentatie van habitat nadelig werkt op het voorkomen en de verspreiding van vooral dieren maar ook van planten. De oorzaken van de habitatfragmentatie zijn velerlei, maar voor Vlaanderen kan men stellen dat de verkeersinfrastructuur hierin een belangrijke factor vormt. Rond versnippering door verkeersinfrastructuur groeit de bewustwording de laatste jaren zowel in binnen- als buitenland en verschillende acties worden op allerlei terreinen ondernomen, cfr. IENE (Infra Eco Network Europe) en de COST341 actie (Habitat Fragmentation due to Transportation Infrastructure).

Er is een overvloed aan bewijsmateriaal voorhanden dat de directe en indirecte invloeden van wegen, spoorlijnen en kanalen op de natuur aantoon, dit zowel uit ecologisch als milieustandpunt. De fysische aanwezigheid van transportinfrastructuur in het landschap verandert de bodemhydrologie en verstoort de natuurlijke processen en habitats, maar ook worden er nieuwe biotopen langs de wegranden gecreëerd. Verder vervuult het gebruik en onderhoud van de wegen de omgeving. Daarbij komt het feit dat infrastructuur en verkeer een fysische barrière veroorzaken voor de meeste niet-vliegende dieren, en door aanrijdingen in het verkeer worden jaarlijks miljoenen individuele dieren gedood. Deze verschillende biotische en abiotische factoren veroorzaken niet alleen een nettoverlies aan en isolatie van het leefbiotoop voor dieren, maar splitsen ('versnipperen') het landschap ook letterlijk op.

De ecologische impact op fauna die uitgaat van de aanwezigheid van een weg, kanaal of spoorlijn is relatief makkelijk meetbaar en beïnvloedt het organisme direct en op locale schaal, maar kan niet geëvalueerd worden zonder deze te plaatsen in een breder landschappelijk kader.

Habitatfragmentatie veroorzaakt door het transportnetwerk betekent het opsplitsen van natuurlijke kerngebieden (waarbinnen geen transportwegen voorkomen) in kleinere fragmenten. Tengevolge van een stijgende verkeersintensiteit en bijkomende randeffecten (verstoring) worden deze gebieden verder geïsoleerd en verkleind. De kritische drempelwaarde bij dit fragmentatie-effect zal afhangen van een aantal factoren zoals het verkeersvolume, de dichtheid aan wegen, de maaswijdte van het infrastructuurnetwerk en de landschapssamenstelling enerzijds; en anderzijds het benodigde minimumareaal voor een bepaalde soort (Fig. 5.1). Ook zal er een correlatie bestaan tussen de dichtheid van het wegennet met andere omgevingsfactoren die fauna beïnvloeden, zoals landgebruik, bevolkingsdichtheid en verstedelijking (secundaire effecten).

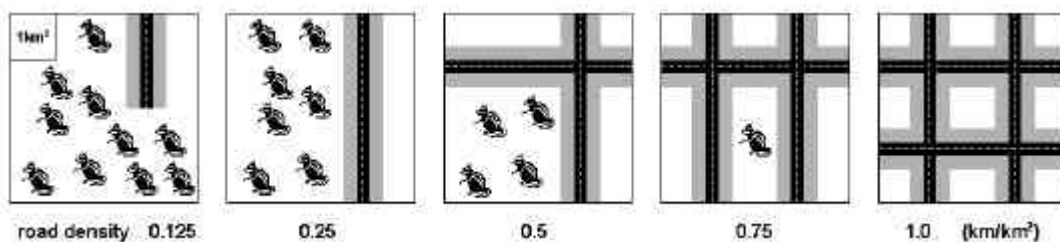


Fig. 5.1 Habitatfragmentatie door transportinfrastructuur: Bij een toenemende wegdensiteit worden ongestoorde gebieden (wit) verkleind en versnipperd. Op een bepaald punt zullen deze fragmenten te klein en te geïsoleerd geraken om nog een lokale populatie van een bepaalde soort te kunnen herbergen. Vb. werd in Wisconsin deze drempelwaarde van de kritische wegdichtheid voor wolven op 0,6km/km² geschat (Thiel, 1985).

In dit hoofdstuk is het dan ook de bedoeling een beknopt overzicht te geven van de primaire effecten die uitgaan van de transportinfrastructuur (wegen, kanalen en spoorlijnen) op fauna. Deze effecten hebben rechtstreeks te maken met de transportsector en beïnvloeden de soorten direct en op een lokale schaal.

Secundaire effecten daarentegen - die vaak met de aanleg van vervoerswegen gepaard gaan - zoals verandering in grondgebruik, nieuwe woonzones en industriële ontwikkeling, zijn complex en hangen van veel meer factoren af dan enkel de transportinfrastructuur en worden hier daarom niet behandeld. Secundaire effecten vallen normaalgezien buiten de verantwoordelijkheid van de transportsector, maar dienen weldegelijk in rekening gebracht te worden bij MER-studies en impact evaluaties.

5.1.1 Primaire effecten

De meeste empirische gegevens over de verschillende invloeden van een bepaalde infrastructuurconstructie op fauna slaan op de primaire effecten.

Bij de primaire effecten kunnen een 5-tal hoofdklassen onderscheiden worden (Fig. 5.2, & cfr. Van der Zande et al., 1980; Bennett, 1991; Forman, 1995):

1. De constructie van wegen, kanalen of spoorlijnen veroorzaakt steeds een nettoverlies aan biotoop voor fauna (**biotoopverlies**).
2. De infrastructuurconstructies en het gebruik ervan verstoort en verontreinigt de fysische, chemische en biologische omgeving. (**Rustverstoring & verontreiniging**). Dit wijzigt de habitatgeschiktheid voor veel plant- en diersoorten in de onmiddellijke omgeving van de weg. Hierdoor verandert het leefgebied dan ook in een wijder gebied dan de ruimte die enkel ingenomen wordt door de constructie zelf (ruimtebeslag).
3. Naast de strikt negatieve effecten kunnen taluds, wegbermen en wegganten daarentegen ook **nieuwe biotopen** creëren en kunnen die dienst doen als **corridor** voor fauna.
4. Voor het merendeel van de niet-vliegende diersoorten betekenen de transportconstructies een belemmering (naar oversteekbaarheid) in het leefgebied van de soort (**barrière-effect**). Het kan resulteren tot een

inkrimping van het areaal van de soort, of het onbereikbaar maken van bepaalde delen in z'n leefgebied en kan op den duur zelfs leiden tot isolatie van hele populaties.

5. Het verkeer maakt **verkeersslachtoffers** bij veel soorten die dan toch de wegen proberen over te steken. Dit aspect kan als een deelfacet van het barrière-effect gezien worden. Aanrijdingen van groter wild door voertuigen is ook een belangrijk item bij de algemene verkeersveiligheid voor personen.

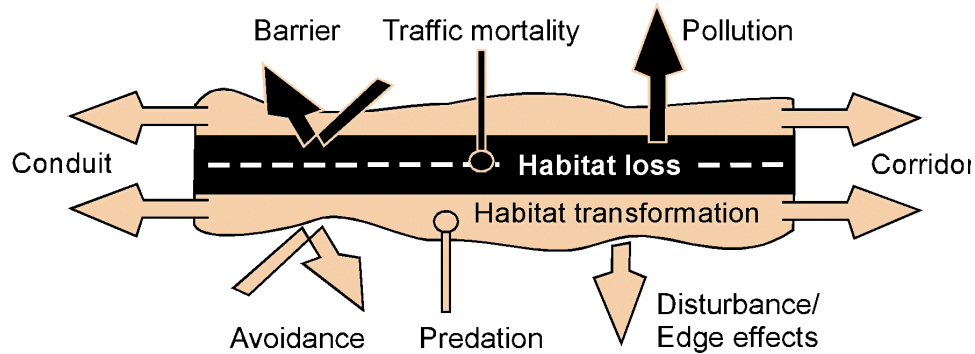


Fig. 5.2 Schematische voorstelling van de 5 primaire effecten van transportinfrastructuur op natuur: biotoopverlies; rustverstoring en verontreiniging; corridor-effect; barrière-effect en sterfte door aanrijdingen. (van der Zande et al., 1980).

Normaal gezien is er in de praktijk tussen deze primaire effectgroepen steeds een vorm van interactie, en dit kan dan de natuur op zijn beurt op een hoger schaalniveau beïnvloeden. De gevolgen van barrière, isolatie, biotoopverlies en degradatie-effecten kunnen samengebracht worden in de term **versnippering**. Belangrijk hierbij is er zich rekenschap van te geven dat het effect van transportinfrastructuur op de natuur moet gezien worden in een bredere landschappelijke context die ook de gecombineerde effecten van het infrastructuurnetwerk bevat.

5.1.2 Biotoopverlies

Waarschijnlijk is bij de aanleg van transportinfrastructuur het directe ruimtebeslag het meest duidelijke effect op de natuur. Dit negatief effect (nettoverlies aan biotoop) wordt dan nog eens versterkt door randeffecten zoals verstoring en isolatie. Onvermijdelijk leidt dit tot een verandering in het voorkomen van diersoorten in het langsliggend landschap.

Een autosnelweg met 2 rijstroken in beide rijrichtingen heeft al gauw een breedte van 50 meter. Bij een dergelijke breedte neemt de autosnelweg minstens 5 ha per km rijweg in beslag. Een groot deel van deze oppervlakte is verhard en is bijgevolg permanent verloren als natuurlijke leefomgeving voor planten en dieren.

Zo bedroeg in 1994 de lengte van het totale netwerk aan transportinfrastructuur in het Vlaamse Gewest (wegen, kanalen en spoorwegen) 66.555 km en nam het een totale oppervlakte van een 89.146 ha in beslag (Tabel 5.1), wat overeenkomt met 6,6% van het totale Vlaamse grondgebied.

Tabel 5.1: Bestaande transportinfrastructuur in 1994, en raming van het directe ruimtebeslag (Vlaamse Milieumaatschappij, 1994).

Type infrastructuur	Totale lengte (km)	Gemiddelde breedte (m)	Ruimtebeslag (ha)
Autosnelwegen	841	50	4.205
Gewestwegen	5.717	30	17.151
Provinciewegen	605	30	1.815
Gemeentewegen	56.600	9	50.940
Spoornet	1.718	25	4.295
Kanalen	1.074	100	10.740
Totaal	66.555		89.146

De oppervlakte aan gebied dat door wegen, kanalen en spoorlijnen wordt ingenomen, is een belangrijk aspect bij het opstellen van MER- rapporten (Environment Impact Assessment Studies) en wordt vaak gebruikt om compenserende en mitigerende maatregelen bij infrastructuurprojecten uit te werken (OECD, 1994). Hierbij worden de bijhorende verstorings- en isolatieeffecten - wiens effect veel verder reikt dan het loutere ruimtebeslag - vaak onderschat.

5.1.3 Verstoring en verontreiniging

Belangrijker dan het directe biotoopverlies bij het aanleggen van een bepaalde infrastructuur, zijn de hierbij gepaard gaande veranderingen die optreden in de hydrologie en het microklimaat (fysische verstoring), chemische verontreiniging, geluids- en zichtverstoring en de aantasting van het leefgebied van de fauna in het algemeen. De grootste verstoring treedt op onmiddellijk langsheen de transportweg, alhoewel in andere gevallen een veel bredere strook beïnvloed zal worden (Fig. 5.3). De meeste soorten die voorkomen in deze strook, zullen in meer of mindere mate te leiden hebben onder een degradatie van de habitatkwaliteit. Dit effect wordt duidelijk wanneer sommige dieren er in lagere dichtheden voorkomen, of wanneer blijkt dat de stukken in de nabijheid van de weg minder frequent gebruik worden dan de verderaf gelegen delen, en zeker eens de totale populatie van de gevoelige en kwetsbare soorten verdwijnt (Getz et al., 1978; Ferris, 1979; Klein, 1971; Rost & Baily 1979; Van der Zande et al., 1980; Mader, 1984; Reijnen & Foppen 1995b; Mace et al., 1996). De breedte van de strook waarbinnen een wegconstructie het naburige gebied (negatief) beïnvloedt, kan variëren van enkele 10-tallen of honderden meter tot zelfs kilometers (Reck & Kaule, 1993; Forman et al., 1997). Het zal afhankelijk zijn van factoren zoals het wegtype, de verkeersintensiteit en het type landschap op die locatie.

Mader (1987a)) stelt dat de feitelijke (effectieve) wegbreedte van vb. een weg die een bos doorsnijdt, minstens 30m langs beide wegkanten breder is dan enkel de verharde strook. Reichelt (1979) spreekt over een verstoringscorridor langs hoofdwegen van een 400-tal meter; terwijl Forman & Deblinger (2000) de breedte van negatieve beïnvloeding schat op minimaal 600m. Zo berekende Reijnen et al. (1995b, c) dat minstens 17% van de totale oppervlakte van Nederland aan geluidsverstoring onderhevig is.

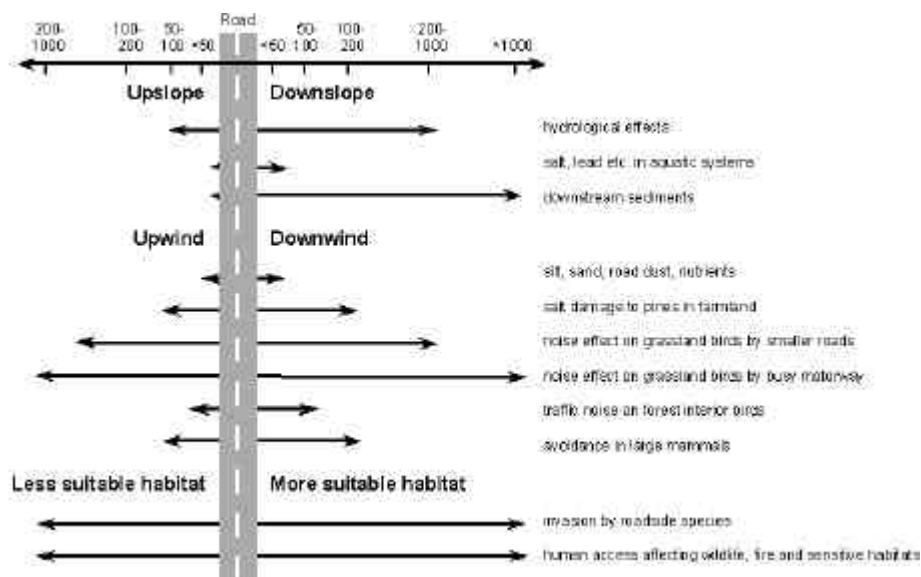


Fig. 5.3 Geschatte breedte van de beïnvloedingzone door wegen. Bepaald aan de hand van verschillende verstoringseffecten op het omgevende landschap. Deze afstand wordt beïnvloed door factoren zoals vb. reliëf, windrichting, habitatkwaliteit. (Forman et al., 1997).

Uit deze schattingen komt de uiteindelijke vraag naar voor: hoe groot kan het percentage aan door transportinfrastructuur "verstoord" landschap worden, alvorens de biotoopdegradatie de ecologische processen ernstig zal beginnen bedreigen? Met andere woorden welke dichtheid aan infrastructuur of welk volume aan verkeer kan het ecosysteem of kunnen de afzonderlijke diersoorten dragen.

5.1.3.1 Fysische verstoring

Bij de aanleg van transportwegen wordt de fysische omgeving ervan onvermijdelijk beïnvloed. De werkzaamheden veranderen factoren zoals de bodemdichtheid, het microreliëf, de hydrologie en het microklimaat; en wijzigen dus de biotoopsamenstelling van het landschap. Fysische verstoring is vaak onvermijdelijk ofwel zouden deze erg dure mitigerende maatregelen vergen. In vele gevallen is het kiezen van een optimale route bij de constructie van nieuwe infrastructuur de enige haalbare manier ter beperking van de fysische verstoringseffecten.

Bijvoorbeeld kunnen ophogingen bij aanleg van een weg, het grond- en oppervlaktewater afdammen en de hydrologie op grote schaal verstoren. Dit kan de vegetatie sterk beïnvloeden, in het bijzonder in waterrijke gebieden en bij oeverbiotopen (Findlay & Bourdages, 2000). Doorsnijdingen van wegen in hellingen kunnen grondwaterlagen droogtrekken en het risico op erosie doen toenemen, aardverzakkingen veroorzaken en stromen en meren bezoedelen met nutriënten (Forman et al., 1997; Trombulak & Frissell, 2000). De verandering van de begroeiing bij aanleg van een wegcorridor kan microklimatologische veranderingen veroorzaken, zoals toename van lichtintensiteit, vermindering luchtvochtigheid en grotere dagelijkse temperatuurschommelingen. Deze invloeden zullen het grootst zijn waar een weg een beboste habitat doorsnijdt. Aanplantingen langs transportinfrastructuur zijn normaalgezien scherp afgelijnd en kunnen

vergeleken worden met de bos-weg overgang na de aanleg van een weg (Jedicke, 1994). Wind, licht, geluid en pollutanten kunnen makkelijk uitspreiden in het omgevend gebied. Openingen in het bladerdek zullen de soorten zoals korstmossen en mossen in de kern van het bos beïnvloeden, maar kunnen dan wel weer gunstig zijn voor soorten van opener gebied en van de bosranden (Ellenberg et al., 1981; Jedicke, 1994). Mader, 1987a) stelde een verandering in microklimaat vast tot op 30m afstand van de rand van de bosweg. Wijzingen in het voorkomen (talrijkheid) van korstmossen waren waarneembaar tot op een afstand van 3 maal de kroonhoogte gemeten vanaf de rand van het bos (Esseen et al., 1992).

5.1.3.2 Chemische vervuiling

Het verkeer en het onderhoud van het wegennet dragen in grote mate bij tot de lucht-, bodem- en watervervuiling door de uitstoot van oa stof, zout, zware metalen, meststoffen en toxische stoffen in de omgeving. De meeste van deze stoffen accumuleren in de nabijheid van de weg, maar spreiden ook uit over grotere afstanden (verscheidene honderden meter bij meewind komt voor (Hamilton & Harrison, 1991). Acute effecten op de plantengroei en de fauna kunnen waargenomen worden tot op afstanden van verscheidene honderden meter verwijderd van drukke wegen (Evers, 1976; Santelmann & Gorham, 1988; Bergkvist et al., 1989; Reck & Kaule, 1993; Forbes, 1995; Angold, 1997). Bijvoorbeeld veroorzaakt het verkeer en de onderhoudswerken aan wegen stofneerslag op vegetatie die dicht bij de weg groeit. Vooral korstmossen en mossen in vochtige gebieden en arctische ecosystemen zijn vooral gevoelig voor dergelijke vervuiling (Auerbach et al., 1997). Strooizout en andere zouten (NaCl, CaCl₂, KCl, MgCl₂) kunnen ernstige schade toebrengen aan de vegetatie, in het bijzonder aan naaldbos. Het bezoedelt drinkwaterbronnen en verlaagt de pH in de bodem waardoor zware metalen minder sterk gebonden worden in de bodem, i.e. mobiliteit (Reck & Kaule, 1993; Bauske & Goetz, 1993). Zware metalen en sporenelementen zoals Pb, Zn, Cu, Cr, Cd, Al afkomstig uit fossiele brandstof worden verspreid door strooizout, stof... Zware metalen die accumuleren in planten of dieren kunnen hun reproductie en hun overleven dan negatief beïnvloeden (Scalon, 1987). Uitlaatgassen bevatten giftige stoffen zoals polycyclische aromatische hydrocarbonaten, dioxine, ozon, stikstof, koolstofdioxide en meststoffen. Planten en dieren die blootgesteld zijn aan grotere concentraties van deze stoffen - zoals in sterk bewoonde gebieden - kunnen er fysiologische schade van ondervinden (Reck & Kaule, 1993; Scanlon, 1991). Veranderingen in plantengroei en plantendiversiteit, veroorzaakt door uitstoot door verkeer van fosfaat en stikstof, zijn waargenomen in meren (Gjessing et al., 1984) en heidegebieden tot op 200m verwijderd van de verkeersweg (Angold, 1997). Echter tonen niet alle studies eenduidig aan dat chemische vervuiling veroorzaakt door verkeer een acuut probleem stelt voor fauna (Przybilski, 1979; Muskett & Jones, 1980).

5.1.3.3 Geluidsverstoring

Verkeersgeluid wordt beschouwd als een van de hoofdfactoren in de vervuiling van het milieu in Europa (Vangent & Rietveld, 1993; Lines et al., 1994). Gebieden zonder geluidsverstoring van verkeer, industrie of landbouw zijn schaars geworden (Shaw, 1996). Verkeersgeluid wordt door de meeste mensen als storend ervaren. Langdurige blootstelling aan geluid kan leiden tot stress of eventueel tot het fysiologische slecht functioneren (Job, 1996; Stansfeld et al., 1993; Lines et al., 1994; Babisch et al.,

1999). In hoeverre fauna in de zelfde mate gestresseerd wordt door geluid is vooralsnog onduidelijk (Andrews, 1990). Hoewel het mogelijk is dat sommige soorten verkeersgeluid associëren met menselijke activiteit en bijgevolg de lawaaiërie zones zullen gaan vermijden.

Vogels zijn in het bijzonder gevoelig voor verkeersgeluid, aangezien het direct interfereert met hun communicatie (zang) en bijgevolg ook hun territoriumgedrag en reproductie (Reijnen & Foppen, 1994). Verscheidene studies tonen een verminderde dichtheid van broedvogels aan in de zones naast een drukke verkeersweg (Veen, 1973; van der Zande et al., 1980; Illner, 1992; Reijnen & Foppen, 1994; Reijnen et al., 1995c). Bijvoorbeeld in de struikbegroeiing langs Duitse snelwegen noteerde Ellenberg et al. (1981) een significant lagere dichtheid aan broedvogels dan in vergelijkbare habitat verderaf.

Reijnen et al. (1995c) nam waar dat in open graslanden de broedvogeldichtheid begint af te nemen eens het geluid de 50dB overtreft, en dat soorten in beboste biotopen zelfs gevoelig waren voor geluidsverstoring vanaf de 40dB (Fig. 5.4). Dieren blijken ook de lagere kwaliteit van de biotoop in de wegkant te herkennen, aangezien dispersie vooral gaat in de richting verwijderd van de weg (Foppen & Reijnen 1994). Gebruik makend van de waargenomen drempelwaarden voor geluidsverstoring, maakte Reijnen et al. (1995a) een eenvoudig model om de breedte van deze verstoorde zone te bepalen in relatie met verkeersintensiteit, gemiddelde verkeerssnelheid en type van het omgevende landschap. Bijvoorbeeld langs wegen met een verkeersvolume van 10.000 voertuigen per uur en voor een snelheid van 120km/u, die een gebied doorkruisen met 70% aan bos. Het berekende effect varieert naargelang de soort tussen de 40 en de 1.500 meter. Bij een zone van 250m vanaf de weg veroorzaakt het een daling aan broeddichtheid van 20 tot 98% (Reijnen et al., 1995c).

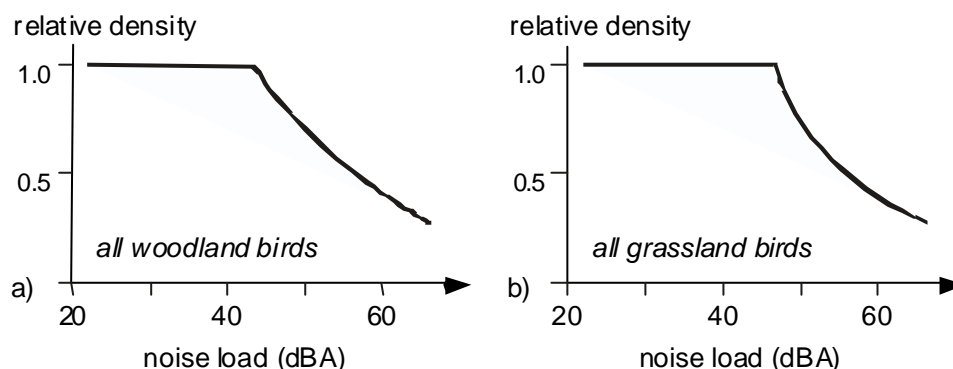


Fig. 5.4 Afname relatieve broedvogeldichtheid afhankelijk van geluidsverstoring (dB) en het type biotoop dat doorsneden wordt (Reijnen et al, 1995a).

Ondanks de sterke correlatie tussen geluidsverstoring en dichtheid van broedparen, varieert de gevoeligheid aan geluidsverstoring sterk naargelang de soort en de biotoop (van der Zande et al., 1980; Reijnen et al., 1997; Junker-Bornholdt et al. (1998). Bijvoorbeeld bestudeerde Junker-Bornholdt et al. (1998) koolmees (*Parus major*) en pimpelmees (*Parus caeruleus*) langs een nieuw aangelegde autoweg in Duitsland. De snelweg beïnvloedde geenszins de soortensamenstelling, het aantal betrokken nestkastjes of het broedsucces. Daarbij komt dat omgevingsfactoren zoals de structuur van de wegkantvegetatie, het soort biotoop en het reliëf de geluidsuitspreiding en

de densiteit aan vogels beïnvloeden en bijgevolg ook het geluidseffect op de vogelpopulatie (Kuitunen et al., 1998; Meunier et al., 1999). Helldin & Seiler (2001) testten de voorspellingen van het model van Reijnen et al. (1995a) uit in Zweedse landschappen maar konden de verwachte afname van de broedvogeldichtheid niet aantonen. In tegenstelling neigden sommige soorten zelfs toe te nemen in de richting van de weg. Dit resultaat is vermoedelijk te verklaren door de hogere ecologische waarde van de bos-wegkant overgang, in Zweden als broedbiotoop voor vogels, in vergelijking met de Nederlandse biotopen. Indien de wegwant een aantrekkelijke habitat vormt die zeldzaam is of ontbreekt in het verdere landschap, zullen de dichtheden van fauna langs de wegen niet noodzakelijkerwijze afnemen tengevolge van pollutie of verstoringseffecten (Laursen, 1981; Warner, 1992; Meunier et al., 1999).

5.1.3.4 Visuele verstoring

Wegverkeer impliceert ook een visuele verstoring van fauna, veroorzaakt door kunstlicht of het bewegingseffect van het verkeer. Bijvoorbeeld, het licht afkomstig van wegverlichting kan de groeiregulatie bij planten aantasten (Spellerberg, 1998) en het broed- en foeragegedrag bij vogels verstoren (Hill, 1992). Verlichte wegen trekken ook insecten en bijgevolg ook vleermuizen aan (Rydell, 1992; Blake et al., 1994). Wat implicaties kan hebben bij de bescherming van die soorten vleermuizen of insecten, en in het bijzonder van de soorten motten (Svensson & Rydell, 1998). De beweging van voertuigen (waarschijnlijk in combinatie met geluid) kan stressreacties opwekken bij fauna, alhoewel meetbaar bewijsmateriaal hiervoor schaars is. Madsen (1985) noteerde dat ganzen die foerageren in de buurt van wegen in Denemarken meer gevoelig waren voor bijkomende verstoring door mensen dan dat wanneer deze verderaf verwijderd waren. Daarentegen nam Reijnen et al. (1995c) geen visuele verstoring door beweging waar van voertuigen op broedvogels. Drukke verkeerswegen blijken grotere zoogdieren af te schrikken en doet hen wegen vermijden (Klein, 1971; Rost & Bailey, 1979; McLellan & Schackleton, 1988; Mace et al., 1996; Newmark et al., 1996). Dit effect verklaart dat er minder aanrijdingen van fauna genoteerd wordt bij drukke wegen dan bij minder drukke (zie Fig. 5.8). Echter bleken pogingen om door middel van spiegels die licht van voorbijrijdende wagens reflecteert in het langsliggende bos weinig succesvol (Ujvari et al., 1998). Zoals veel dieren gewend geraakt zijn aan stedelijke omgevingen, is het niet verwonderlijk dat ze ook tot op een zeker niveau gewennen aan geluid, beweging en andere kleinere invloeden van wegverkeer.

5.1.3.5 Conclusie

Wegverlichting, geluidsverstoring, chemische verontreiniging, verandering in microklimaat en hydrologische veranderingen zijn slechts enkele factoren die de natuur langs een transportweg beïnvloeden. De verschillende effecten kunnen zowel gelijklopende als tegenstrijdige effecten hebben op fauna, en de relatieve bijdrage tot het totale effect ervan varieert nog van weg tot weg, habitat tot habitat en soort tot soort. Hierdoor is het vaak moeilijk om de aparte factoren van elkaar te onderscheiden of de impact ervan te kwantificeren door veldonderzoek. Veel van de boven aangehaalde studies richtten zich niet direct op het verstoringseffect van wegen en verkeer, noch trachtten ze een methode te ontwikkelen voor impactbepaling of mitigerende maatregelen. Om de breedte en de intensiteit van de effectzone van wegen te bepalen, is er onderzoek nodig dat zich specifiek richt op het

bepalen van de uitspreiding van de verstoring of vervuiling, en het effect ervan. Eerste schattingen geven een gemiddelde breedte van verscheidene honderden meter rond de weg, variërend van enkele tientallen meter tot kilometers (Forman & Alexander, 1998).

5.1.4 Corridor functie

Het is duidelijk dat de uiteindelijke impact op de leefbiotoop voor fauna bij aanleg van infrastructuurconstructies, veel wijder is dan louter het ruimtebeslag s.s. Naast louter negatieve effecten, worden er aan de andere kant bij de aanleg van wegen, kanalen en spoorlijnen vaak nieuwe landschapselementen gecreëerd die ook dienst kunnen doen als nieuw habitat of als geleidingscorridor voor diersoorten. Wanneer wegkanten en bermen op een correcte manier aangelegd en beheerd worden, kunnen ze zelfs van nut zijn als nieuwe habitatelementen voor bepaalde soorten. In het algemeen kan gesteld worden hoe breder de wegkant en hoe meer verscheiden de vegetatie is, de geschiktheidwaarde als habitat voor fauna ook zal toenemen. Daarbij komt dat wegkanten dienst kunnen doen als ideale verbindingscorridors tussen bepaalde deelgebieden binnenin een groter ecologisch netwerk. Net zoals bij meer natuurlijke landschapselementen zoals heggen en oevervegetatie, kunnen deze wegcorridors dan een rol spelen in het vergroten van de connectiviteit voor faunapopulaties (Verkaar, 1988; van der Sluijs & van Bohemen, 1991; Agger et al., 1991).

5.1.4.1 Habitatfunctie

Er zijn een hele reeks studies die het belang van wegkanten als habitat voor flora en fauna aantonen (e.g. Hansen & Jensen, 1972; Way, 1977; Mader et al., 1983; van der Sluijs & van Bohemen, 1991; Sjölund et al., 1999; Auestad et al., 1999). Wegkanten kunnen een landschap waar veel van de oorspronkelijke begroeiing verdwenen is opnieuw verrijken. In landbouwgebieden en verstedelijkte regio's kan dit type habitat een belangrijk of zelfs soms in praktijk de enige habitat voor dieren vormen (Sayer & Schaefer, 1989; van der Sluijs & van Bohemen, 1991; Loney & Hobbs, 1991).

Veel plantensoorten en dieren zullen voorkomen in de grasbermen langs autowegen en spoorlijnen (e.g. Gjelstrup, 1992; Ihse, 1995; Auestad et al., 1999). Wanneer er minder of niet gemaaid wordt, zullen de wegkanten dichtgroeien met struiken of bomen en eerder een biotoop vormen voor vogels en kleinere zoogdieren (e.g. Adams & Geis, 1973; Laursen, 1981; Havlin, 1987; Meunier et al., 1999), of dienst doen als voedselgebied of tot beschutting voor grotere soorten (e.g. Klein, 1971; Rost & Bailey, 1979). Daarnaast kan een dichte bermvegetatie ook functioneren als een soort filter die het uitspreiden van vervuiling vb. door strooizout (Rice et al., 1997) of geluidsverstoring (Reijnen et al., 1995a) reduceert. Ondanks het feit dat wegranden soms geschikt kunnen zijn als potentieel habitat voor een reeks soorten, blijft het onwaarschijnlijk dat de nieuw ontstane biotoop de oorspronkelijke volledig zal vervangen of een gelijkwaardige ecologische waarde zal hebben dan vergelijkbare biotopen op een zekere afstand van de infrastructuurconstructie. Als gevolg van negatieve effecten zoals verstoring en vervuiling, zal de soortensamenstelling normaalgezien meer neigen naar een hoger percentage aan generalistische- en pionierssoorten (e.g. Hansen & Jensen, 1972; Adams & Geis, 1973; Niering & Goodwin, 1974; Douglass, 1977; Mader et al., 1983; Blair, 1996). Mader (1987a) stelde vast dat de soortensamenstelling

wijzigde tot op 30m in het bos vanaf de verharde wegrand (Fig. 5.5). Daarbij komt dat exotische soorten vaak via wegrandvegetatie oprukken en kunnen soms de autochtone vegetatie verdringen (Tyser & Worley, 1992; Ernst, 1998).

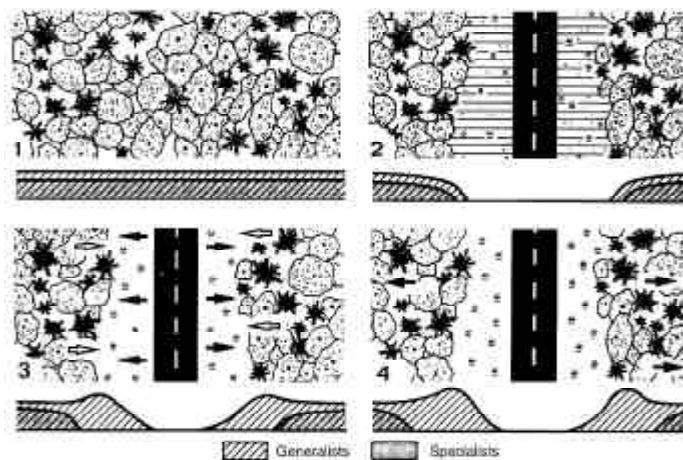


Fig. 5.5 Verandering in verspreiding van generalistische- en specialistische soorten na de constructie van een weg door een bos. De ontwikkeling van een nieuwe randvegetatie bevoordeligt de generalistische soorten die mogelijks het langsliggende bos kunnen binnendringen en de meer specialistische soorten kunnen verdringen. Mader, 1987a.

5.1.4.2 Geleidingsfunctie

Omdat wegkanten een geschikt biotoop kunnen zijn voor een reeks soorten, kunnen het ook dienst doen voor migratiebewegingen - actief of passief - van dieren in de richting van de weg (fig. 5.6). Deze bewegingen kunnen op verschillende manieren gebeuren:

- ?? Wegkanten kunnen dieren geleiden in hun dispersie of migratiebewegingen, analoog aan de "natuurlijke" corridors in het landschap.
- ?? Het wegdek van kleine wegen met lage verkeersintensiteit kan door de dieren gebruikt worden als pad (wissel).
- ?? Voertuigen, mensen of dieren kunnen als vectoren dienst doen voor weinig mobiele soorten.

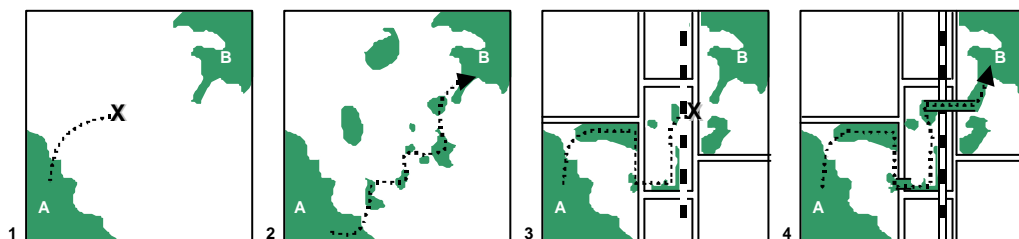


Fig. 5.6 Invloed van geleidingscorridors (zowel natuurlijke als corridors langs transportwegen) op de beweging van soorten door een leefgebied. Mader et al., 1990:

1. In open landschappen zonder natuurlijke geleidingscorridors, kunnen soorten soms niet migreren tussen de verschillende kerngebieden.
2. Kleine restanten van geschikt habitat kunnen dienst doen als "stepping stones" tussen de kerngebieden.
3. Natuurlijke corridors in combinatie met de corridors langs transportwegen, maar waar er ook barrières aanwezig zijn, kunnen dieren aantrekken en ze geleiden naar een moeilijk oversteekbare locatie waar ze kans lopen overreden te worden.
4. Mitigerende maatregelen zoals ecoducten kunnen helpen om de natuurlijke corridors opnieuw met elkaar te verbinden.

De verschillende manieren waardoor wegcorsidors dieren geleiden en hun verplaatsingen mogelijk maken, kan doen denken om deze corridors als een deel van het ecologische netwerk te zien. Maar er zijn een aantal duidelijke verschillen die wegkanten onderscheiden van de natuurlijke corridors en hun succesvolle intergratie in het ecologisch netwerk bemoeilijken (Mader, 1987b; Fig. 5.7). Zo zijn bijvoorbeeld wegranden vaak niet homogeen over de gehele afstand maar kunnen sterk wijzigen wanneer de weg draait en steeds kruist met andere wegen. Opdat dieren zich succesvol zouden kunnen verplaatsen door middel van deze corridors is een voldoende mate aan connectiviteit essentieel. Waar de corridors onderbroken zijn door tegengestelde biotopen of door infrastructuurbarrières zoals wegen die ze kruisen, kunnen dieren ingesloten komen te zitten tussenin moeilijk oversteekbare plaatsen (Mader et al., 1990).

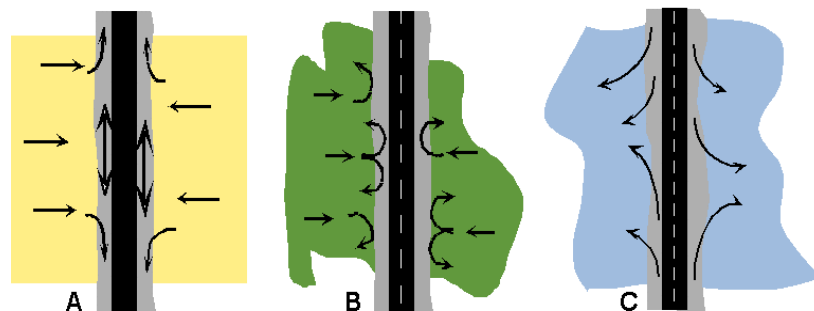


Fig. 5.7 Corridorfunctie van wegkanten in een verschillend landschap Mader, 1987b.

- A) In een open landbouwgebied kan een begroeide wegkant een geschikte geleidingscorridor voor fauna betekenen
- B) Binnen een natuurlijk landschap (vb. bebost) kan een open en met gras begroeide wegkant een verschillend habitat vormen en kan het een extra barrière creëren voor typische bossoorten (en omgekeerd).
- C) Rijk gestructureerde corridors kunnen dienst doen als bronnen om nieuwe gebieden te koloniseren of lege gebieden terug te betrekken.

Hieruit blijkt dat het aspect corridor zeer complex is. Ook is het mogelijk dat wegkanten interessante habitat of habitatelementen voor fauna vormen, maar dat is in eerste instantie voor de meer generalistische soorten. Ook worden deze soorten blootgesteld aan een verhoogd risico om door het

verkeer aangereken te worden. Soorten die gevoelig zijn voor verstoring door verkeer profiteren überhaupt niet van deze corridorhabitat.

5.1.5 Barrière-effect

Waarschijnlijk vormt het barrière-effect dat resulteert uit de aanleg van wegen allerlei de belangrijkste ecologische impact en veroorzaakt in grote mate de habitatversnippering (Forman & Alexander, 1998). Wegen, kanalen en spoorwegen betekenen een barrière naar oversteekbaarheid voor de meeste niet-vliegende landdieren, maar zelfs vogels en vliegende insecten worden in hun bewegingen vaak gehinderd door deze constructies (van der Zande et al., 1980). Barrières veroorzaakt door wegen treffen waarschijnlijk meer soorten en op een grotere schaal dan de invloed die uitgaat van andere effecten zoals verstoring, corridor-effect of het aantal aanrijdingen van dieren (Forman & Alexander, 1998; Reck & Kaule, 1993). De enige manier om dit barrière-effect voor fauna tegen te gaan is om deze infrastructuurconstructies voor hen oversteekbaar te maken. Dit kan gebeuren door middel van mitigerende maatregelen zoals ecoducten of tunnels, of een alternatieve planning en beheer van de verkeersstromen in het algemeen. Door een alternatieve locatie voor de aanleg van een bepaalde weg te kiezen wordt het barrièreprobleem verplaatst maar daarom nog niet opgelost.

Verschillende factoren zullen bijdragen tot het barrière-effect dat uitgaat van transportinfrastructuur:

- ?? Verstoring door verkeersgeluid en vervuiling, alsook het menselijk gebruik kunnen veel dieren ervan weerhouden om de stroken land dicht tegen de wegen te gebruiken.
- ?? Het maaien, snoeien of verwijderen van vegetatie kunnen mogelijks ongunstige of zelfs ongeschikte biotopen creëren, en zullen dan door bepaalde soorten gemeden worden.
- ?? Factoren zoals het type wegmateriaal, constructie afwatering, ophogingen, manier van afrastering, etc..., kunnen er allemaal toe bijdragen dat de constructie een niet-oversteekbare fysische barrière voor dieren wordt.
- ?? Stijgende verkeersintensiteit kan het aantal exemplaren dat een weg succesvol oversteekt verder doen dalen.

5.1.5.1 Fysische barrière & ontwijking

Van grotere diersoorten is geweten dat ze de zones langs wegen - vermoedelijk omwille van menselijke activiteit - vermijden. Hierdoor kunnen de soorten dus een zelfde isolatie-effect ondervinden, als soorten waarvoor een bepaalde constructie een niet-oversteekbare hindernis betekent (Fig. 5.8, Rost & Bailey, 1979; Klein, 1971; Curatolo & Murphy, 1986; Mace et al., 1996).

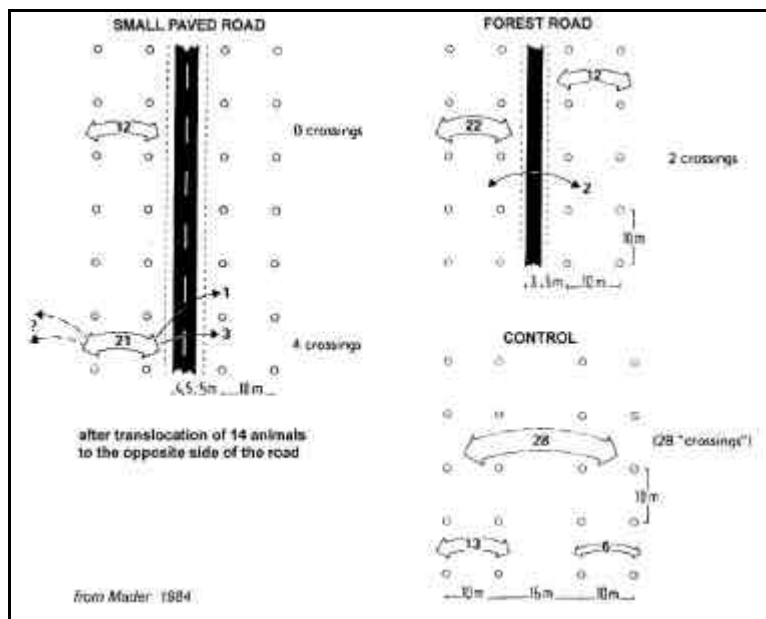
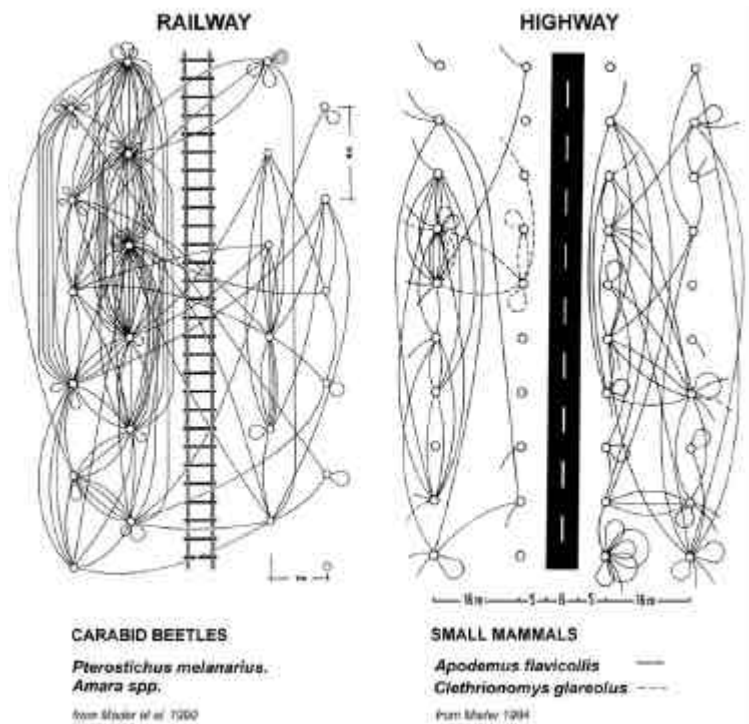


Fig. 5.8 Mobiliteitsdiagram verkregen aan de hand van de vangst-terugvangst methode, dit voor carabidkevers die respectievelijk een spoorweg (links) en voor kleine zoogdieren die zich langs een autoweg verplaatsen (rechts). Naar respectievelijk Mader, 1984 en Mader et al., 1990.

Alhoewel dit barrière-effect een gevolg is van ontwijking, iets wat gedragsafhankelijk is en bijgevolg niet van toepassing is voor de gevallen waar er bij de dieren een gewenning optreedt aan de nabijheid van wegen (of de menselijke activiteit ervan). Voor de meeste grotere zoogdieren worden wegen slechts een absolute fysieke barrières wanneer deze afgerasterd zijn of wanneer de verkeersintensiteit te hoog wordt. Zo blokkeren bijvoorbeeld de wildrasten in Zweden, geplaatst langs de autowegen uit redenen van verkeersveiligheid, 80% van de bewegingen van elanden (SNRA, 1980).

Voor kleinere dieren en vooral bij invertebraten betekent een weg en z'n wegganten een aanzienlijk grotere barrière (Fig. 5.8). Veldexperimenten met carabidkevers en lycosid spinnen tonen aan dat zelfs kleine grindbaantjes de oversteekactiviteiten aanzienlijk verminderen (Mader, 1988; Mader et al., 1990). Bij landslangen is dit effect mogelijks nog duidelijker, in het bijzonder wanneer de weg geplaveid is (Baur en Baur, 1990). De ongeschiktheid van de biotoop en blootstelling aan predators zijn waarschijnlijk de grootste belemmering voor deze soorten. Ook amfibieën en reptielen ervaren wegen als sterke barrières, niet zozeer dat ze vermijden om een stuk weg over te steken, maar omdat ze gemakkelijk overreden worden of ten prooi vallen aan roofdieren (e.g. Fahrig et al., 1995; Ashley en Robinson, 1996). Naast het aspect verkeer, kunnen de afwateringsgoten langs wegen makkelijk een absolute barrière betekenen voor amfibieën, en ervoor zorgen dat de dieren in putten terechtkomen waar ze niet meer uitgeraken (Thielcke et al., 1983; geciteerd in Glitzner et al., 1999). Om juist aan het predatierisico te ontsnappen, zullen kleinere zoogdieren al vermijden om zelfs kleinere wegen over te steken. Verschillende studies tonen aan dat ongeveer 90% van muizen en woelmuizen die zich verplaatsen langs wegganten nooit een wegsegment van slechts een 6-15m breedte en met weinig verkeer zullen oversteken (e.g. Joule & Cameron, 1974; Wilkins, 1982; Swihart en Slade, 1984; Merriam et al., 1989; Bakowski, 1988).

Met een toenemende wegbreedte en/of verkeersintensiteit kan een weg een totale barrière voor kleinere dieren worden. Mader (1984), vond vb. dat geen enkel van de 121 gemerkte muizen (*Apodemus flavicollis*) en woelmuizen (*Clethrionomys glareolus*) een 6m brede hoofdweg met een verkeersintensiteit van 250 voertuigen/u (Fig. 5.8) overstak. Bij *Peromyscus leucopus* werd ondervonden dat een autowegcorridor breder dan 30m (inclusief wegganten) een totale barrière was (Oxley et al., 1974), terwijl veel kleinere grindweggetjes met een verkeersintensiteit van minder dan 5 voertuigen/u wel vaak overgestoken werden.

Het is duidelijk dat de verkeersintensiteit en de verkeerssnelheid een grote invloed hebben op het barrière-effect door infrastructuur (Fig. 5.9).

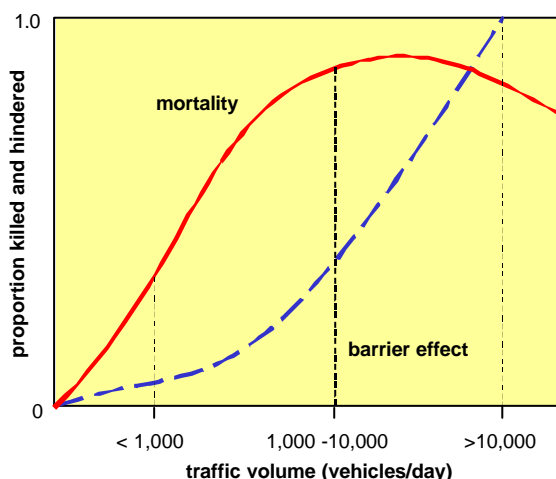


Fig. 5.9 Conceptueel model met de relatie tussen verkeersintensiteit (voertuigen/dag) en mortaliteit op de weg (percentage gedood) en barrière-effect (percentage aan verhinderde wegoversteking). Müller & Berthoud, 1997.

Müller & Berthoud (1997) onderscheidde 3 niveaus van barrière-effect op onafgerasterde wegen:

1. Wegen met lage verkeersintensiteit (minder dan 1.000 auto's/dag) blijven normaalgezien redelijk oversteekbaar voor fauna. Veel exemplaren proberen nog over te steken en het aantal slachtoffers blijft beperkt.
2. Wegen met een verkeersintensiteit van 4.000 a 10.000 voertuigen daags, betekenen reeds een grotere barrière. De geluids- en zichtverstoring zullen veel dieren afschrikken, en diegene die proberen over te steken zullen vaak overreden worden.
3. Autowegen met een intensiteit van meer dan 10.000 voertuigen/dag kunnen beschouwd worden als onoversteekbaar voor fauna. Aangezien het grote verstoringseffect van dergelijke wegen, kan het aantal verkeersslachtoffers op zulke wegen toch lager zijn dan bij secundaire wegen.

5.1.5.2 Effecten op populatieniveau

Wanneer populaties gedurende een aantal generaties door wegen gescheiden worden, kunnen er demografisch of genetisch verschillende deelpopulaties ontstaan. In de meeste gevallen is een barrière niet absoluut, maar ook dan kan de infrastructuur de populatie beïnvloeden en kunnen individuen belemmerd zijn in hun bewegingen.

De vraag stelt zich in hoeverre een populatie het barrière-effect dat van transportinfrastructuur uitgaat, kan dragen, of hoeveel 'oversteekbaarheid van wegen' nog nodig is om de mobiliteit van een individu, lokale populatie, metapopulatie of het genentransport in het algemeen mogelijk te maken. Het hinderende effect van infrastructuur verschilt van soort tot soort, maar zal steeds afhangen van het type weg, biotoop op de wegwand en de verkeersintensiteit (e.g. Oxley et al., 1974). De gevolgen op populatieniveau hangen echter af van de populatiegrootte, habitatfragmentatie en de mobiliteit van de soort (Soulé, 1987). Algemeen kan gesteld worden dat soorten met een groot areaal en soorten die in kleine populaties voorkomen het meest gevoelig zijn voor de gevolgen van het barrière-effect. Grote en mobiele soorten beslaan een groter leefgebied en zullen bijgevolg vaker te maken krijgen met de barrières. Kleine populaties zijn echter meer gevoelig voor inteelt, of sterven makkelijker uit en hangen dus meer af van immigratie dan grotere populaties (Soulé, 1987).

Op welke locatie, wanneer en hoe de barrière-effecten door infrastructuur kunnen gemitigeerd worden, moet in een bredere landschappelijke context gezien worden. Zo stelt Oxley et al., 1974 vb. dat wegwanden met voldoende dekking voor predatoren het barrière-effect van de weg voor kleine zoogdieren naar beneden haalt. Maar dat tegelijkertijd de dieren door deze begroeiing dicht bij de weg komen en bijgevolg makkelijker het slachtoffer worden van het verkeer. Voor soorten met zeer kleine populaties maar een grote mobiliteit, kan het verlies door verkeersslachtoffers belangrijker zijn dan het aspect isolatie. De ideale oplossing ter voorkoming van barrière en sterfte door aanrijding, is een combinatie uit te werken van het plaatsen van afrastering en het bouwen van faunapassages. De rasters verhinderen dat de dieren door verkeer aangereden worden en kunnen ze daarenboven geleiden naar de voorzieningen voor faunapassage. De constructie van ecotunnels en ecoducten kunnen een veilige manier vormen om infrastructuur door dieren te laten oversteken.

5.1.6 Verkeersslachtoffers

Aanrijdingen van dieren door verkeer is waarschijnlijk het meest gekende effect van impact van verkeerswegen op fauna. Het aantal aanrijdingslachtoffers stijgt nog steeds ten gevolge van de verdere uitbreiding van het infrastructuurnetwerk en het stijgende verkeersvolume. Van de meeste diersoorten worden er elk jaar miljoenen op de wegen doodgereden, en nog grotere aantallen geraken gewond. Aanrijdingen van fauna door verkeer is een groeiend item bij de bescherming, het wildbeheer en het dierwelzijn (e.g. Fehlberg, 1994; Harris & Gallagher, 1989; GrootBruinderink & Hazebroek, 1996), alsook voor de verkeersveiligheid van mensen en de economische kosten van de aanrijdingen (e.g. Hartwig, 1993; Romin & Bissonette, 1996).

Het aantal dieren dat jaarlijks doodgereden wordt is zeer groot, maar het moet gezien worden in relatie met de populatieomvang en de grootte van het gebied. Een groot aantal verkeersslachtoffers duidt niet noodzakelijk op een bedreiging voor de soort zelf, maar eerder op een zekere algemeenheid en wijdheid van verbreiding van de soort. Langs de andere kant betekenen de verkeersslachtoffers voor een kleine lokale populatie daarentegen wel een belangrijk verlies.

Met deze factoren moet dan ook rekening gehouden worden bij het bepalen op welke locatie en voor welke soorten er mitigerende maatregelen te verantwoorden zijn.

a) Voor de meeste algemene en de kleinere diersoorten mag sterfte door verkeer als verwaarloosbaar beschouwd worden aangezien dit slechts een klein percentage is van de totale sterfte (Bennett, 1991). Knaagdieren, konijnen, mussen en andere algemene soorten kunnen in grote aantallen overreden worden maar dit heeft nauwelijks een effect op de gehele populatie (e.g. Hodson, 1966; Bergmann, 1974; Oxley et al., 1974; Adams & Geis, 1973; Göransson et al., 1978). Op lokaal niveau kan dit percentage in sommige gevallen wel aanzienlijker zijn. Hierbij komt dat mortaliteit door verkeer 'non-compensatory' is, wat betekent dat de toenemende sterfte door verkeer niet noodzakelijkerwijs gecompenseerd wordt door een hogere overlevingskans voor de overblijvende individuen van de populatie. In stabiele populaties - waar sterfte in evenwicht is met reproductie en immigratie, betekent elke extra sterfte dat niet gecompenseerd wordt een daling van de populatie. Op een populatie die al afneemt, is elk verkeersslachtoffer een substantieel verlies. Wegen die veel aanrijdingen veroorzaken, kunnen als het ware de lokale populaties afromen en terwijl ze terzelfdertijd immigratie vanuit de kernpopulaties belemmeren. Met als gevolg het eventueel (lokaal) uitsterven van de soort.

b) Voor andere soorten kan het aantal verkeersslachtoffers wel een bedreiging vormen voor de gehele soort. Volgende soorten zijn gevoelig voor het barrière-effect en aanrijdingen door verkeer:

1. zeldzame soorten met een kleine populatie en extensieve individuele home range, zoals vb. grote carnivoren;
2. soorten die zich bewegen (trek) tussen lokale habitat, zoals amfibieën en veel soorten reptielen.

Er wordt aangenomen dat verkeer de grootste doodsoorzaak vormt voor veel bedreigde diersoorten wereldwijd (e.g. Harris & Gallagher, 1989). Zo is vb. verkeer de hoofddoodsoorzaak voor das (*Meles meles*) in Denemarken (Aaris-

Sorensen, 1995) en in het Groot-Brittannië (Clarke et al., 1998), maar lijkt het de populatie al bij al niet echt te beïnvloeden. In Nederland daarentegen bedraagt de verkeerssterfte 18-20% van de Nederlandse dassenpopulatie en vereist specifieke mitigerende maatregelen (e.g. van der Zee et al., 1992; Broekhuisen & Derckx, 1996). Ook voor otter (*Lutra lutra*) blijkt sterfte in het verkeer een belangrijke doodsoorzaak te zijn in de meeste delen van Europa (e.g. Kruuk & Conroy, 1991; Stubbe, 1993). Egel is een andere soort die ernstig te leiden heeft van aanrijdingen en kan zelfs op lokaal vlak de populatiedynamiek bedreigen (Reicholf & Esser, 1981; Huijser et al., 1998; Göransson et al., 1978).

Veel amfibieënpopulaties gaan achteruit met als één van de hoofdoorzaken de infrastructuur (Blaustein & Wake, 1990). Amfibieën zijn speciaal kwetsbaar voor wegverkeer aangezien bij de jaarlijkse trek naar de voortplantingswaters vaak wegen moeten overgestoken worden. Ook heeft het opgewarmde wegdek een sterke aantrekkingskracht op de dieren waarbij ze dan blootstaan aan groot overrijdingsgevaar (e.g. Vestjens, 1973). Van Gelder, 1973) bepaalde dat wegen met een verkeersvolume onder de 10 voertuigen per uur reeds een sterfte van 30% kunnen veroorzaken bij vrouwtjes padden (*Bufo bufo*). En wegen met meer dan 60 voertuigen per uur betekenen al een absolute barrière voor padden.

Vos & Chardon (1998) stelt dat voortplantingswaters naast een autosnelweg een significant kleinere waarschijnlijkheid hebben om bezet te zijn door kikkers dan verderaf gelegen waters. Sjögren-Gulve (1994) vond dat de drukke wegen in de buurt van Stockholm amfibieënpopulaties isoleerde en het risico tot uitsterven van de populatie significant deed stijgen t.o.v. minder drukke wegen. Reh & Seitz (1990) documenteerde het isolatie-effect uitgaande van autosnelwegen en spoorwegen op kikkerpopulaties wat leidde tot genetische inteelt.

Naast een ecologisch aspect bestaat er ook een veiligheidsaspect voor de mens en een economisch luik van de botsingen van voertuigen met fauna. Dit is waarschijnlijk de voornaamste drijfveer voor de constructie van het merendeel van de mitigerende maatregelen. Ondanks het feit dat het aantal dodelijke menselijke slachtoffers bij botsingen met fauna relatief zeldzaam zijn, is het aantal zwaargewonden hoog en is de totale economische schade inclusief de kleinere materiële schade aan voertuigen substantieel. In West-Duitsland kwamen vb. gedurende 1993 een 25-tal personen om het leven, een 2.388 personen werden gewond, en de verzekeringsmaatschappijen keerden een totaal bedrag uit van meer dan 355 miljoen DM om de directe kosten van de 153.538 botsingen met fauna te dekken (Hartwig, 1993). In Nederland met kleinere populaties aan groot wild komt gemiddeld 1 persoon per jaar om het leven en wordt een 25-tal personen gewond (GrootBruinderink & Hazebroek, 1996). In Europa zouden ongevallen met hertachtigen dan ook oplopen tot 500.000 per jaar en in een 300-tal gevallen met een dodelijke afloop. Een 30.000 personen zouden gewond worden en de materiële schade zou rond het miljard Euro belopen (GrootBruinderink & Hazebroek, 1996).

5.2 Principe aanmaak barrièrekaart

Twee basisdocumenten zijn vereist om de kwetsbaarheidkaarten voor barrière-effecten te kunnen aanmaken, namelijk:

- ?? Habitatfiches
- ?? Habitatkaarten

Voor een aantal indicatorsoorten werden de habitatfiches en habitatkaarten opgesteld. De uitgewerkte habitatfiche is een bundeling van literatuurgegevens rond de eisen die een dier stelt aan zijn omgeving. De uitgewerkte habitatkaart verstrekt informatie per soort over de potentiële geschiktheid van een biotoop in het studiegebied (Vlaams en Brussels Gewest) en kan bijvoorbeeld gebruikt worden bij het soortgericht beleid. De habitatkaart wordt aangemaakt op basis van een interpretatie van de gegevens van de habitatfiche (zie paragraaf 5.4).

Om te komen tot de eigenlijke kwetsbaarheidkaarten voor barrière kunnen we er vanuit gaan dat een bepaald type natuurlijk landschap voor een bepaalde soort evengoed een barrière kan betekenen als een antropogene structuur. Het was dan aanvankelijk ook de bedoeling om aan elk van de karteringseenheden uit de BWK per soort een weerstandseenheid toe te kennen. Hiermee zou het mogelijk zijn om de door het omgevende landschap gevormde barrière te bepalen en in te schatten.

Met het huidige aantal BWK-eenheden (+1250) is dit echter moeilijk haalbaar. Momenteel wordt er door de BWK-cel gewerkt aan een bundeling van karteringseenheden tot een 60-tal grondgebruiksklassen. Deze zullen in de toekomst waarschijnlijk gehanteerd kunnen worden om een weerstandkaart te genereren. Voor dit project echter zullen we als eerste benadering het concept barrière beperken tot de barrière veroorzaakt door de lijnvormige transportinfrastructuur, i.e. wegen, spoorlijnen en kanalen.

5.3 De soortkeuze

Op basis van de criteria vernoemd in paragraaf 3.2.6.1. werd er besloten dat voor de libellen en de dagvlinders geen habitatkaarten uitgewerkt worden. De reden hiervoor is dat het aanmaken van een zinnige habitatkaart met de totnogtoe voorhanden zijnde digitale gegevensbestanden niet mogelijk bleek.

Het al dan niet voorkomen van soorten vlinders hangt immers vaak af van zeer kleinschalige factoren zoals een specifieke plantengroei, microklimaat, reliëf, eutrofiëring, vervuiling, enz. Zulk een detailgraad is op schaal Vlaanderen echter niet beschikbaar.

Bij het uitwerken van bruikbare kwetsbaarheidkaarten voor libellen ontbrak het dan weer aan voldoende informatie over de structuur en de kwaliteit van de stilstaande waters en sloten. Ook voor de stromende waterlopen bleek de informatie die kon afgeleid worden uit de typologie van de waterlopen ontoereikend. Noodzakelijke gegevens over de biologische waterkwaliteit

zijn slechts in 1/3 van de gevallen weergegeven, terwijl ook informatie over verval en stroomsnelheid eerst apart moet uitgewerkt worden.

Anderzijds werd gedurende het uitwerken van de kwetsbaarheidkaarten duidelijk dat met betrekking tot barrière het ook nuttig is om ook voor sommige niet-rodelijst soorten (zoals ree, eekhoorn en bunzing) kaarten op te stellen. Deze soorten worden vaak als verkeersslachtoffer (Rodts, 1998) langs de wegen genoteerd of als verdrinkingslachtoffers in kanalen aangetroffen en zijn daardoor vaak als richtsoort gebruikt bij het plannen van allerlei mitigerende voorzieningen langs infrastructuurwegen.

Vanuit de administratie van de wegen is men bezig een protocol uit te werken waarbij men tijdens aanleg of herstellingen van wegen automatisch kijkt naar mogelijk te nemen ontsnipperende maatregelen. De door ons ontwikkelde kwetsbaarheidkaarten zouden dan (mee) gebruikt kunnen worden voor het aanduiden van prioritair te ontsnipperen gebieden.

Hieromtrent werden reeds contacten gelegd met de ontsnipperingscel van de Projectgroep Natuurtechniek, afdeling Wegenbeleid en beheer. Mogelijk kan de informatie van de eindkaart geïntegreerd worden met databestanden van de wegen en kunnen de genomen ontsnipperende maatregelen ook gemakkelijker weergegeven worden zodat men een beter zicht krijgt op de reeds genomen maatregelen.

Verder stelt zich de vraag of de geselecteerde soorten inderdaad wel dienst kunnen doen als indicatorsoort voor barrière. Bij wijze van probleemstelling moeten we er rekenschap van geven dat het beoogde resultaat een wel erg vertekend beeld zou opleveren indien er bijvoorbeeld in hoofdzaak soorten gekozen werden wiens leefgebieden vooral aan bos gebonden zijn.

Met andere woorden moeten we ons afvragen of de geselecteerde soorten elk met hun potentieel leefgebied wel in een voldoende mate de verschillende ecotootypes in Vlaanderen beslaan.

Om dit enigszins te kunnen nagaan, werden de verschillende ecotoopklassen die deel uitmaken van het potentieel leefgebied van de gekozen soorten uitgezet in een tabel. In Tabel 5.2 werd dit vergeleken met de classificatie volgens de Biologische Waarderingskaart. Tabel 5.3 toont dit aan de hand van de indeling volgens de Natuurtypologie Vlaanderen (MINA-actie 102). Daarin zien we dat het leefgebied van deze 17 geselecteerde soorten in ons studiegebied, zowel volgens de BWK als volgens de natuurtypologie Vlaanderen, redelijk gespreid zijn over de diverse ecotopen. Ook binnen de soortgroepen (zoogdieren, herpetofauna en broedvogels) is er een redelijke spreiding te zien over de verschillende ecotootypes.

Tabel 5.2: Aanduiding ecotopen die deel uitmaken van de potentiële biotoop per soort. Indeling volgens de BWK.

Soortengroepen		Amfibieën	Reptielen	Broedvogels	Zoogdieren						Verdeling per ecotoop		
Klassering	Indicatorsoorten	Heikikker Rugsteppad Vuursalamander	Gladder slang Hazelworm Levendbarende hagedis	Bruine kiekendief Nachtzwaluw Tureluur	Bunzing Boommarter Das Eekhoorn Hamster Otter Ree Waterspitsmuis								
	waarderingskaart							Aantal					
A	Stilstaande waters	x x		x						x		x	5
M	Moerassen	x		x			x			x		x	5
H	Graslanden			x	x							x	6
C	Heiden	x x	x		x	x							6
T	Hoogveen	x				x							3
D	Duinen, slikken, schorren					x		x					4
S	Struwelen		x						x	x	x		9
F/Q	Mesofiele bossen					x			x	x	x		8
E	Ravijnbossen											x	5
V	Vallei- moeras- en veenbossen	x	x						x			x	7
R	Ruderale bossen								x				3
P	Naaldhoutaanplanten							x	x			x	5
L	Populierenaanplanten											x	2
N	Andere loofhoutaanplanten								x			x	4
B	Akkers									x		x	4
K	Andere gekarteerde elementen								x	x	x		8
U	Urbane gebieden												0
	Waterlopen								x			x	5

x = maakt deel uit van het potentiële biotoop van de soort

Tabel 5.3: Aanduiding ecotopen die deel uitmaken van de potentiële biotoop per soort. Indeling volgens de natuurtypologie Vlaanderen.

Soortengroepen Indicatorsoorten Klassering	Amfibieën Vuursalamander Rugsteekpad Heikikker	Reptielen Levenbarende hagedis Hazelworm Gladde slang	Broedvogels Tureluur Nachtzwaluw Bruine kiekendief	Zoogdieren Ree Waterspitsmuis Otter Hamster Eekhoorn Das Boomarter Bunzing	Verdeling per ecotoop																																																																																																																																																													
Natuurtypologie Vlaanderen					Aantal																																																																																																																																																													
Waterlopen	<table border="1" data-bbox="1077 804 1211 1082"> <tr><td></td><td></td><td>X</td></tr> <tr><td></td><td></td><td>X</td></tr> <tr><td>X</td><td>X</td><td></td></tr> <tr><td></td><td>X</td><td></td></tr> <tr><td>X</td><td>X</td><td></td></tr> <tr><td></td><td></td><td></td></tr> <tr><td>X</td><td></td><td></td></tr> <tr><td></td><td></td><td></td></tr> <tr><td></td><td></td><td></td></tr> <tr><td></td><td>X</td><td></td></tr> </table>			X			X	X	X			X		X	X					X										X		<table border="1" data-bbox="1263 804 1379 1082"> <tr><td></td><td></td><td></td></tr> <tr><td></td><td>X</td><td></td></tr> <tr><td></td><td></td><td></td></tr> <tr><td></td><td></td><td>X</td></tr> <tr><td>X</td><td>X</td><td>X</td></tr> <tr><td></td><td></td><td></td></tr> <tr><td></td><td></td><td></td></tr> <tr><td></td><td></td><td></td></tr> <tr><td>X</td><td>X</td><td>X</td></tr> </table>					X							X	X	X	X										X	X	X	<table border="1" data-bbox="1431 804 1536 1082"> <tr><td></td><td></td><td>X</td></tr> <tr><td></td><td>X</td><td></td></tr> <tr><td>X</td><td></td><td></td></tr> <tr><td>X</td><td></td><td></td></tr> <tr><td>X</td><td>X</td><td></td></tr> <tr><td>X</td><td></td><td></td></tr> <tr><td>X</td><td></td><td>X</td></tr> <tr><td>X</td><td></td><td>X</td></tr> <tr><td>X</td><td></td><td></td></tr> <tr><td>X</td><td></td><td></td></tr> </table>			X		X		X			X			X	X		X			X		X	X		X	X			X			<table border="1" data-bbox="1576 804 1861 1082"> <tr><td>X</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td>X</td><td>X</td></tr> <tr><td>X</td><td>X</td><td>X</td><td>X</td><td></td><td>X</td><td>X</td></tr> <tr><td></td><td></td><td></td><td></td><td>X</td><td></td><td>X</td></tr> <tr><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr> <tr><td>X</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td>X</td></tr> <tr><td>X</td><td>X</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td>X</td></tr> <tr><td>X</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td>X</td><td></td></tr> <tr><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr> <tr><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr> <tr><td>X</td><td>X</td><td></td><td></td><td>X</td><td>X</td><td></td></tr> </table>	X					X	X	X	X	X	X		X	X					X		X								X						X	X	X					X	X					X																X	X			X	X		5 8 5 3 6 6 5 2 9
		X																																																																																																																																																																
		X																																																																																																																																																																
X	X																																																																																																																																																																	
	X																																																																																																																																																																	
X	X																																																																																																																																																																	
X																																																																																																																																																																		
	X																																																																																																																																																																	
	X																																																																																																																																																																	
		X																																																																																																																																																																
X	X	X																																																																																																																																																																
X	X	X																																																																																																																																																																
		X																																																																																																																																																																
	X																																																																																																																																																																	
X																																																																																																																																																																		
X																																																																																																																																																																		
X	X																																																																																																																																																																	
X																																																																																																																																																																		
X		X																																																																																																																																																																
X		X																																																																																																																																																																
X																																																																																																																																																																		
X																																																																																																																																																																		
X					X	X																																																																																																																																																												
X	X	X	X		X	X																																																																																																																																																												
				X		X																																																																																																																																																												
X						X																																																																																																																																																												
X	X					X																																																																																																																																																												
X					X																																																																																																																																																													
X	X			X	X																																																																																																																																																													

5.4 De habitatfiches

De habitatfiches beschrijven in eerste instantie de habitateisen van een soort, waarbij die informatie kan omgezet (vertaald) worden naar de verschillende ecotoopeenheden van de ecotopenkaart. Op basis van de kennis van deze ecotoopeenheden alsook van de relaties daartussen is het mogelijk om het potentieel geschikte leefgebied van de beschouwde diersoort af te bakenen en ruimtelijk weer te geven onder de vorm van een habitatkaart. De standaardopmaak van een habitatfiche ziet er als volgt uit:

SOORT

Nederlandse naam:

Wetenschappelijke naam:

Rode Lijst: classificatie naar bedreigingstatus van de soort op Vlaams niveau. Volgende categorieën worden onderscheiden:

Uitgestorven: categorie 0a
Vermoedelijk verdwenen: categorie 0b
Ernstig bedreigd: categorie 1
Bedreigd: categorie 2
Vermoedelijk bedreigd: categorie 3
Zeldzaam: categorie 4 of Z
Niet van toepassing

HABITATKENMERKEN

Habitat

Voor de beschrijving van de biotoopvoorkeur van de soort wordt gebruik gemaakt van de karteringseenheden van de Biologische Waarderingskaart, alsook van de ecologische typologie van de waterlopen van Vlaanderen (zie vorig rapport). Hierbij wordt de biotoopvoorkeur opgesplitst in functie van het gebruik ervan:

Voortplantingsbiotoop: gebied waar nest gebouwd wordt en de voortplanting plaatsvindt

Voedselbiotoop: gebied waar het foerageren gebeurt

Rustbiotoop: schuilplaatsen, roesten, ...

Migratiebiotoop: gebied dat migratie en dispersie van de soort toelaat

Barrièrebiotoop: gebied waar migratie en dispersie onmogelijk zijn of belemmerd worden

Opmerkingen:

Bodem

Hierbij worden de eventuele vereisten met betrekking tot bodem en reliëf beschreven. Een voorbeeld hiervan is de das die belang hecht aan reliëfvrije gebieden.

Type: geologisch bodemtype

Reliëf:

Vochtigheidsgraad:

Actieradius

Actieradius wordt opgesplitst in twee deelbegrippen, namelijk homerange en migratieafstand. Dit omdat bij een aantal dieren de homerange zo klein is dat barrière m.b.t. infrastructuur zo goed als geen rol speelt bij dagelijkse bewegingen, dit terwijl het toch mogelijk is dat deze soorten toch te lijden hebben van barrière. Hierbij denken we aan migratiebewegingen die dikwijls cyclisch zijn en zich slechts gedurende een korte periode van het jaar manifesteren (amfibieën). Binnen de homerange van bvb. bruine kikker (- 100 meter) zal weinig invloed van barrière te merken zijn, terwijl de invloed bij dit dier (en aanverwante soorten) zich vooral manifesteert bij de migratiebewegingen. Daarom werd bij deze dierengroep dan ook geopteerd om de migratieafstand te gebruiken bij de analyse. Voor zoogdieren en broedvogels hebben we echter geopteerd voor de actieradius omdat de afstanden waarover deze dieren zich dagelijks bewegen door de band genomen groter is.

Areaal

Minimumoppervlakte geschikt biotoop dat een reproductieve eenheid (koppel) of een lokale, gesloten populatie van een soort vereist om zich te handhaven.

Dispersie

Dispersie is het geheel van verplaatsingen vanuit en naar een populatie (cfr. e- en immigratie). Hier wordt de maximale verplaatsing die voor een soort waargenomen werd, vermeld. D.i. een belangrijk gegeven in de context van de kolonisatie van nieuwe gebieden, stepping-stone-gebieden en migratie in het algemeen. Indien we te maken hebben met een zeer weinig mobiele soort (honkvast) wordt dat onder deze noemer vermeld.

Opmerkingen

Natuurtechnische voorzieningen

Gegevens over gebruik van effectverzachtende infrastructuur, compenserende maatregelen, verkeersslachtoffers, verstoring, etc., worden hier opgesomd.

Gedrag langs de weg

Indicatie van gedrag van een dier rond wegeninfrastructuur

Aanrijdingsrisico

Aanduiding van het risico dat een dier loopt om aangereden te worden

Literatuurbronnen

Gebruikte literatuur.

Een sommige habitatfiches zijn een aantal velden voor een aantal soorten niet ingevuld. Dit heeft te maken met de irrelevantie van bepaalde velden voor bepaalde soorten of het ontbreken van literatuurgegevens. Alle fiches zijn op de website van het Instituut voor Natuurbehoud te raadplegen.

Na het uitwerken van een methodologie voor het opstellen van een habitatkaart aan de hand van een voorbeeld uit elke soortgroep (aangeduid in vet), werden er in het totaal 17 indicatorsoorten geselecteerd. Uit de groep van de broedvogels is de aanvankelijke voorbeeldsoort (roerdomp) weggelaten.

Voor volgende soorten: zijn habitatkaarten uitgewerkt.

1. Zoogdieren:

Das	<i>Meles meles</i>
Ree	<i>Capreolus capreolus</i>
Hamster	<i>Cricetus cricetus</i>
Eekhoorn	<i>Sciurus vulgaris</i>
Otter	<i>Lutra lutra</i>
Boommarter	<i>Martes martes</i>
Bunzing	<i>Mustela putorius</i>
Waterspitsmuis	<i>Neomys fodiens</i>

2. Broedvogels:

Bruine kiekendief	<i>Circus aeruginosus</i>
Tureluur	<i>Tringa totanus</i>
Nachtzwaluw	<i>Caprimulgus europaeus</i>

3. Herpetofauna:

Vuursalamander	<i>Salamandra salamandra</i>
Heikikker	<i>Rana arvalis</i>
Rugstreeppad	<i>Bufo calamita</i>
Levendbarende hagedis	<i>Lacerta vivipara</i>
Hazelworm	<i>Anguis fragilis</i>
Gladde slang	<i>Cornella austriaca</i>

5.4.1 Zoogdieren

HABITATFICHE: DAS

SOORT

Nederlandse naam: Das
Wetenschappelijke naam: *Meles meles*
Rode Lijst: 2 (Criel, 1994)

HABITATKENMERKEN

Habitat

Voortplantingsbiotoop:
Hellingsbossen (Va, Vf, Vc, Vn, Vm), holle wegen (Kw), taluds (Kt*), houtwallen (Khw*) zijn de voorkeursplaatsen voor het graven van de burcht (Cresswell, 1990). Ook spoorwegbermen Ks kunnen gekoloniseerd worden (Dirkmaat, 1988).

Voedselbiotoop:
Hoog -en laagstamboomgaarden (Kj en Kl) voor gevallen fruit, vochtige graslanden (Hc, Hj, Hf) met kort gras voor regenwormen, graanakkers (B* zonder Bg) voor maïs, houtwallen (Khw*) (Neal, 1996) en houtkanten (Kh*) voor eikels en bessen, kasteelparken (Kp) (Cresswell, 1988).

Migratiebiotoop:
Graslanden (H*), akkers (B*) en holle wegen (Kw*), bossen (F*, Q*, V*, L*) (Broekhuizen, 1986)

Barrièrebiotoop:
Bebouwde percelen (U*), wegen, kanalen met steile oevers

Opmerkingen:
Complexen van graslanden met bossen worden geprefereerd, heterogeniteit van het landschap is zeer belangrijk; ideaal zijn reliëfrijke landschappen met kleinschalige en lijnvormige elementen voor de migratie (Criel, 1997; Lankester, 1989).

Bodem

Type:
Voorkeur voor leem-lössgronden, mergel

Reliëf:
Reliëfrijke sites genieten de voorkeur voor het graven van de burcht

Vochtigheidsgraad:
Droog tot wisselend vochtig

Actieradius

Gemiddeld 1,5 km rondom de burcht; maakt dagelijks tochten van 1 tot 3 km, ongeveer 80% van de dagelijkse activiteit speelt zich af binnen 600 à 800 meter rond de burcht.

gebruikte actieradius in habitatkaarten 700 meter

Minimaal vereiste oppervlakte

Reproductieve eenheid (clan): 50 tot 250 ha (Kalkhoven, 1995)

40 tot 200 ha (Van Apeldoorn, 1991)

<30 tot 400 ha (Lange, 1994)

150 ha (Heijnen, 1990)

Leefbare populatie: 800 ha (optimaal biotoop) tot 3000 ha (Kruuk, 1982), (Kruizinga, 1961)

Dispersie

Om nieuwe gebieden te koloniseren werden verplaatsingen vastgesteld van 7 tot 9 kilometer. Verkeersslachtoffers worden soms tot op tientallen kilometers van hun burchten aangetroffen (Muskens, 1993).

Natuurtechnische voorzieningen

Gebruik van viaducten, grote en kleine tunnels. Rasters en begroeiing in de omgeving van de voorzieningen zijn belangrijk (Van Herwaarden, 1987). Dassen worden verstoord door geluid en licht. Regelmatig verkeersslachtoffer (Rodts, 1998) (Van Apeldoorn et al., 1991), (Econnection, 1996).

Gedrag langs de weg

In de avondschemering komt de das tevoorschijn om s' nachts op zoek te gaan naar voedsel (Wiertz, 1991). Daarbij maken de dier gebruik van paden, zogeheten wissels. Wormen maken het grootste deel uit van hun menu, maar de das eet ook muizen, konijnen insecten, fruit kollen, maïs en granen (Hoogeveen, Y. R. 1989a,b). Op hun tochten steken dassen regelmatig wegen over (Devries, 1995).

Aanrijdingsrisico

De das is een bekend verkeersslachtoffer (Rodts, 1998) (Berendsen, 1986), (Davies et al., 1987). Vondsten van aangereden dieren kunnen gemeld worden bij het IBW (Rodts, 1998) (Devries, 1995).

HABITATFICHE: REE

SOORT

Nederlandse naam: Ree

Wetenschappelijke naam: *Capreolus capreolus*

Rode Lijst: niet van toepassing (Criel, 1994)

HABITATKENMERKEN

Habitat

Voortplantingsbiotoop:

Jong bos met veel ondergroei, zowel loof als gemengd bos, bosranden, hoofdbiotoop is de bosrand (F*, Q*, E*, V*, L*, N*) ook parklandschappen (Kp*), voorkeur voor een mozaïek van gemengd bos in een open landschap, in mindere mate open naalddhoutaanplantingen (Pi*, Ppi*, Pmb, Pmh, Ppm*) of ruigtes met boomopslag (Kub*), bedekking is een belangrijke parameter (Bruinderink, 1999)

Voedselbiotoop:

Open kruidenrijke delen van jonge bossen en bossen met rijke ondergroei (zie voortplantingsbiotoop), akkers (B*) en weilanden (H*), struwelen (Sp, Se, Sm, So, Sf), (ook soms heideterreinen (C*)), (Kuiters, 1996).

Migratiebiotoop:

bermen, oevers, ook bomenrijen (Kb*) houtwallen (Khw*) en houtkanten (Kh), maïsakkers (Putman, 1988; Lange, 1994)

Barrièrebiotoop:

druk bewoonde zone worden veelal gemedend

Opmerkingen:

Criteria a.d.h.v. boskartering:

boomsoorten: loofhout (B, E, Po, LH),
gemengd loofhout ((B+N, E+N, Po+N, LH+N),
gemengd naalddhout (L+L, Ps+L, Pn+L, Ep+L, Do+L, NH+L),
Ontwikkelingsfase: jong (j1) en middeloud (ml) loofhout,
Sluitingsgraad: van 1/3 tot 2/3 (2) en meer dan 2/3(3)

Bodem

Type:

geen voorkeur

Reliëf:

geen voorkeur

Vochtigheidsgraad:

geen voorkeur tot zwakke voorkeur voor licht vochtige voedselgronden

Actieradius

10 -30 ha voor een individu

15-50 ha voor een groep

territorium vaak natuurlijk begrensd

gemiddelde verplaatsingsafstand tot 400 meter corridors tussen twee kerngebieden minimaal 500 meter breed

gebruikte actieradius in habitatkaarten 400 meter (Danilkin, 1996)

Minimaal vereiste oppervlakte

1000 ha optimaal biotoop zou voldoende moeten zijn om een leefbare populatie te dragen

Natuurtechnische voorzieningen

Faunadoorgangen en ecoducten worden gebruikt, maar deze laatste genieten de voorkeur.

Effect van barrièrewerking en verkeerssterfte op lokale populaties is te verwachten. De verkeersmortaliteit kan 6 tot 30 % van het totale sterftecijfer bedragen. Uitstapplaatsen langsheen kanalen hebben voor deze soort ook hun nut (Van Apeldoorn, 1991).

Gedrag langs de weg

De ree is zowel overdag als s' nachts actief. 's Winters leven reeën in groepen. Bij het doorkruisen van hun leefgebied wordt gebruik gemaakt van vaste routes, de wissels. Wanneer rustige plekken met dichte begroeiing bij de weg voorkomen, worden die soms als rustplaats gebruikt (Devries, 1995).

Aanrijdingsrisico

Tijdens verplaatsingen door hunleefgebied steken reeën regelmatig een weg over, vaak omdat de weg een wissel kruist. Bovendien kunnen reeën door verstoring in de richting van de weg gedreven worden. Verblindig door autolichten vergroot de kans op doodrijden. Reeën vallen dan ook regelmatig als verkeersslachtoffer (Rodts, 1998) (Devries, 1995).

HABITATFICHE: HAMSTER

SOORT

Nederlandse naam: Hamster
Wetenschappelijke naam: *Cricetus cricetus*
Rode Lijst: 1 (Criel, 1994)

HABITATKENMERKEN

Habitat

Voortplantingsbiotoop:
Akkers op lemige bodem (Bl*)

Voortplantingsbiotoop:
Vooral akkers met granen (tarwe, rogge, gerst) en hakvruchten (aardappelen, bieten) cfr. broedbiotoop (Bl*), cultuurvolger, wegbermen

Migratiebiotoop:
Akkers (B*), houtwallen (Kh*), bomenrijen (Kb)

Barrièrebiotoop:
bos (F*, Q*, L*, V*), bebouwing (U*), waterlopen, wegeninfrastructuur

Bodem

Type:
Löss, leem (bodemkaart code: textuur = A) (Lenders, 1985)

Reliëf:
taluds (Kt*)(Pelzers, 1984)

Vochtigheidsgraad:
droog (bodemkaart code: drainage a,b), grondwatertafel op 80 tot 120 cm onder het maaiveld in het broedbiotoop

Actieradius

750-1000m²
de dagelijkse actieradius wordt geschat tussen minimaal 30 meter en maximaal 500 meter (Kalkhoven, 1995)
gebruikte actieradius in habitatkaarten 50 meter

Minimum vereiste oppervlakte

De minimum vereiste oppervlakte voor een reproductieve eenheid gaat van 0,01 tot 0,1 ha. Verder hangt de oppervlakte nodig voor het onderhouden van een kernpopulatie af van de habitat kwaliteit. Oppervlakte schattingen afhankelijk van habitatkwaliteit gaan van 25 ha over 62ha en 112ha tot 225 ha .

Natuurtechnische voorzieningen

Natuurtechnische ingrepen zoals de aanleg hamstertunnels van (Van Apeldoorn, 1991, 1998) zijn in Vlaanderen gepland voor de nabije toekomst.

SOORT

Nederlandse naam: Eekhoorn
Wetenschappelijke naam: *Sciurus vulgaris*
Rode Lijst: niet van toepassing (Criel, 1994)

HABITATKENMERKEN

Habitat

Voortplantingsbiotoop:

Is gebonden aan voldoende oud bos waarin genoeg voedsel - vooral dennenappels en noten - voorradig zijn. Opgaand naaldbos (P*) liefst met grove den (Pp*, Pins) en zwarte den (Pinn), oud gemengd loofhout (Gml), gemengd naaldbos (Gmn) en oude loofbossen met beuk (F*), eik (Q*) en ondergroei van hazelaar dragen de voorkeur weg. Een naaldbos met menging van loofbomen zoals beuk, wordt als een optimale biotoop beschouwd.

Voedselbiotoop:

Zelfde als de broedbiotoop

Bodem

Type:

Geen voorkeur. Aanwezigheid van een strooisellaag is positief.

Reliëf:

Geen voorkeur.

Vochtigheidsgraad:

Droog

Actieradius

100 a 150 meter. Beslaat gemiddeld een leefgebied van 2 a 3 ha per individu (Kalkhoven 1995; Verboom, 1994, 1997; Wauters, 1986) gebruikte actieradius in habitatkaarten 100 meter.

Natuurtechnische voorzieningen

Boombruggen (indien overspanning niet te groot)

Gedrag langs de weg

Hoewel de eekhoorn vooral in bomen leeft komt hij ook vaak op de grond en kan daarbij een weg oversteken. Eekhoorns leven in geschikte gebieden tot dicht langs weg (Devries, 1995; Nieuwenhuizen, 1995; Van Apeldoorn, 1991).

Aanrijdingsrisico

Door hun oversteekgedrag worden eekhoorns soms verkeersslachtoffer (Rodts, 1998) (Devries, 1995).

HABITATFICHE: OTTER

SOORT

Nederlandse naam: Otter
Wetenschappelijke naam: *Lutra lutra*
Rode Lijst: O(b) (Criel, 1994)

HABITATKENMERKEN

Habitat

Voortplantingsbiotoop:
brakwater rivieren maar vooral zoetwater, rivieren, moerassen, vijvers bergbeken en meren (A*) met een goede dekking door plantengroei op de oevers (rietkragen (Mr*), wilgenstruweel (Sf*), gewone esdoorn, zomereik, zwarte els, gewone es, iep, struiken, bomen, dichte ondergroei langs rivieroever) (Metsu et al., 1987; Criel 1996)

Voedselbiotoop:
brakwater rivieren maar vooral zoetwater, moerassen, rivieren, vijvers, bergbeken en meren (A*)

Rustbiotoop:
Moerassen (M*)

Migratiebiotoop:
vnl. langs rivieroevers maar ook over land (Reitsma, 1992)

Barrièrebiotoop:
Open ruimten en drukke gebieden (woongebied, recreatiegebied...) (U*), (B*), (H*)

Opmerkingen:
Otters eten gemiddeld 1 tot 1.5 kg vis per dag dus een goede visstand is een vereiste (Vandelannoote, 1998)
De otter heeft een waterloop van een goed kwaliteit nodig, zowel wat betreft waterkwaliteit als structuurkenmerken. Betonnen oevers, duikers en bruggen zonder looprichel ...vormen barrières. (Bervoets et al., 1988)

Actieradius

10-15 km² en bij ons waarschijnlijk op 25 km²
10 à 15 km oeverlengte bij rivieren
4 à 6 km oeverlengte bij meren
gebruikte actieradius in habitatkaarten 500 meter rond de geschikte wateren (Kalkhoven, 1995)

Natuurtechnische voorzieningen

Aanbrengen van looprichels

Het zijn mogelijke verkeersslachtoffers
Rustverstoring door waterrecreatie en sportvisserij.

HABITATFICHE: BOOMMARTER

SOORT

Nederlandse naam: Boommarter
Wetenschappelijke naam: *Martes martes*
Rode Lijst: 3 (Criel, 1994)

HABITATKENMERKEN

Habitat

Voortplantingsbiotoop:
Alle soorten bossen (F*, Q*, Ek*, Es*, Kpk, Gml, Gmn, Pm*, Ppa*, Ppm*, Pse) met een voorkeur voor gemengde bossen. Beuk (Q*) wordt vnl. als rustplaats gekozen ovw de aanwezigheid van de broedholten van de zwarte specht (Tamis, 1998; Kleef, 1998)

Voedselbiotoop:
Zie voortplantingsbiotoop

Rustbiotoop:
Zie voortplantingsbiotoop

Migratiebiotoop:
Houtwallen (Khw*), houtkanten en heggen (Kh), populier en den (P*), populieraanplanten (L*), loofhoutaanplanten (N*), zie ook voortplantingsbiotoop (Broekhuizen, 1989)

Barrièrebiotoop:
Water, akkers (B*), bebouwing (U*)

Overwinteringsbiotoop:
Zie broedecotoop

Opmerkingen:
Zeer cultuurschuwende soort, snel verstoord door recreatie, enz.

Bodem

Type:
Zand, löss of leem

Reliëf:
Geen voorkeur

Vochtigheidsgraad:
Droog

Actieradius

6 tot 7 km wordt op een nacht afgelegd

100-200 ha (Van Den Berghe, 1995)
250-325 ha (Akkermans & Criel)
500 à 1000 ha
100 à 500 ha (Van Apeldoorn, 1991)
gebruikte actieradius in habitatkaarten 1000 meter

Minimaal vereiste oppervlakte

Voor een reproductieve eenheid minimaal 200ha, maximaal 4000ha
(Kalkhoven, 1995; Van Apeldoorn, 1991)

Gedrag langs de weg

De boomarter is een nacht- en schemeringsdier. Vogels, konijnen, muizen, insecten, eieren en vruchten maken deel uit van zijn dieet. In de winter voedt hij zich vooral met eekhoorns. De boomarter is aangepast aan het leven in de boomkruinen waar hij jaagt en grote sprongen en zijvluchten van boom tot boom maakt. Als hij niet op jacht is, maakt de boomarter vooral gebruik van de bodem om zich te verplaatsen (Devries, 1995).

Aanrijdingsrisico

In gebieden waar de boomarter voorkomt en wegen zijn leefgebied doorkruisen zijn slachtoffers te verwachten (Devries, 1995).

HABITATFICHE: BUNZING

SOORT

Nederlandse naam: Bunzing
Wetenschappelijke naam: *Mustela putorius*
Rode Lijst: niet van toepassing (Criel, 1994)

HABITATKENMERKEN

Habitat

Voortplantingsbiotoop:
kleinschalig landschap (Kh*, Kw*, Hpr, Hpr+), ruigte (Ku*, Hf*),
struwelen (S*), gebonden aan water vnl riet (Mr*) en zeggevelten
(Mc*) en bosgebieden (F*, Q*, L* N*, V* M*, P*, Gml, Gmm, Ka*, Hf,
Hj, Mn, Hc, Hrb, Hub) (Broekhuizen, 1992, Dumay, 1984)

Voedselbiotoop:
zie broedbiotoop

Rustbiotoop:
zie broedbiotoop

Migratiebiotoop:
oever, verlaten spoorweg (Ks), Talud met struiken en/of bomen (Kt*),
Holle weg (Kw*) (Reitsma, 1992)

Barrièrebiotoop:
open gebieden zoals akkers (B*), hooilanden (H*), en wegen

Overwinteringsbiotoop:
schuren en hooiopslagplaatsen (Ur*), hooiopslagplaatsen, natuurlijke
holen

Actieradius

tochten tot maximaal 8 km
25 tot 500 ha. Slecht gekend
gebruikte actieradius in habitatkaarten 500 meter

Gedrag langs de weg

De bunzing is vooral s' nachts actief. Hij voedt zich voornamelijk met
konijnen, hazen, mollen, egels en ratten en daarnaast met kikkers en
padden. Bunzingen doorkruisen grote gebieden en steken daardoor
regelmatig wegen over (Devries, 1995).

Aanrijdingsrisico

Door hun gewoonte grote standen af te leggen en door het dichte
wegennet vallen bunzingen regelmatig als verkeersslachtoffer (Rodts,
1998) (Devries, 1995, Apeldoorn, 1991).

HABITATFICHE: WATERSPITSMUIS

SOORT

Nederlandse naam: Waterspitsmuis

Wetenschappelijke naam: *Neomys fodiens*

Rode Lijst: 2 (Criel, 1994)

HABITATKENMERKEN

Habitat

Voortplantingsbiotoop:

Vochtige struwelen (So, Sf, Sm) en moeras- en valleibossen van het type Alnion (Vm-Vo-Vt) en Alno-padion (Va-Vf-Vn-Vc), vochtige weidegebieden van het Philipendulion type (Hf), laagveengebieden van het Phragmition-type (Mr en ook in mindere mate Md, Mc).

Kleine rivieren en beken, veenstromen, sloten K(Ae*), mesotroof, zoet tot brak, helder, diepte water 75 tot 100 cm (morfotypes 1, 2, 4, 9B, 9A), hoge waterkwaliteit (watcodes 1, 2, 3), hoge bedekkingsgraad oevers, steile oevers, voorkeur voor kwelwaters, geen peilschommelingen. Ook stilstaand waters (A*) en weilanden met sloten (Hpr) kunnen in aanmerking komen (Corporaal A., 1982; Niethammer, 1990).

Voedselbiotoop:

Zie voortplantingsbiotoop

Migratiebiotoop:

Houtkanten (Kh, Khw*) waterloop en oevers werken geleidend

Barrièrebiotoop:

Akkers (B*), Bebouwing (U*)

Overwinteringsbiotoop:

Zie voortplantingsbiotoop

Bodem

Type:

Geen voorkeur, losse structuur wordt geprefereerd om de gangen te gravenG

Reliëf:

Geen voorkeur, dikwijls op de overgang tussen reliëfvrije en reliëfarme gebieden

Vochtigheidsgraad:

Wisselend vochtig tot nat

Actieradius

30-160 meter langs waterkant
60-80 m², waarvan 22-30 m² terrestrisch, langwerpige territorium
langs de rivieroever (Van Apeldoorn, 1991)
Zomer: 0.015 - 0.03 ha
winter: 0.0035-0.03 ha
gebruikte actieradius in habitatkaarten 75 meter

Minimaal vereiste oppervlakte

0,1 ha voor een reproductieve eenheid
6 ha tot 100 ha voor een leefbare populatie afhankelijk van de
kwaliteit van het beschikbare biotoop (Kalkhoven, 1995; Van Bommel
1984).

Dispersie

40-230m /dag, 15m zwemmend (Reitsma, 1992).

5.4.2 Broedvogels

HABITATFICHE: BRUINE KIEKENDIEF

SOORT

Nederlandse naam:	Bruine kiekendief
Wetenschappelijke naam:	<i>Circus aeruginosus</i>
Rode Lijst:	3

HABITATKENMERKEN

Habitat

Voortplantingsbiotoop:

Broedt hoofdzakelijk in de hogere delen van dicht en meerjarig rietland (mr), waarrond er genoeg geschikt jachtgebied aanwezig is. Ook soms op grotere schorre gebieden (da). Nestelt bij gebrek aan deze habitat ook occasioneel in andere moerasvegetaties, verruigde graslanden, hooilanden en zelfs akkerland (Tucker, 1994) (Divellers, 1988) (Glutz, 1986).

Voedselbiotoop:

Naast de broedbiotoop zelf, ook allerhande andere open biotopen zoals moerassen (m*), graslanden (hp*, hu*, hf*, hr*), aangrenzende open plassen (ae*, ah*, ao*), heide (ce*), duinen (dd) en akkers (b*).

Barrièrebiotoop:

Heuvelchtig terrein, bossen en bomenrijen.

Bodem

Type:

Geen voorkeur

Reliëf:

Laaggelegen gebieden

Vochtigheidsgraad:

Hoog

Actieradius

Een oppervlakte per broedpaar van minimaal 5 ha aan geschikte broedbiotoop en een 15 tot 500 ha aan voedselbiotoop naargelang het voedselaanbod (Verboom, 1997; Kalkhoven, 1995).
gebruikte actieradius in habitatkaarten 2500 meter

Natuurtechnische voorzieningen

Hoofdzakelijk teneinde de geluids- en zichtbelasting te verminderen. Door het aanbrengen van geluidsschermen en wallen, of met een

verdiepte ligging van de weg ten opzichte van het maaiveld (Reijnen, 1991, 1992; Foppen 1993, 1999).

SOORT

Nederlandse naam: Tureluur
Wetenschappelijke naam: *Tringa totanus*
Rode Lijst: 2

HABITATKENMERKEN

Habitat

Voortplantingsbiotoop:

Open stukken maar met toch voldoende dekking en dichtbij water- en slikrijke voedselgebieden. Broedt in brakke en zoute milieus zoals schorren (da), slikken (ds), uiterwaarden, zilte graslanden (hpr-da) nabij brakke sloten en kreken (ah). Betreft ook natte heideterreinen met vennen (ce) en hoogveenelementen (ces), en recent ook op opgespoten terreinen (kz) rond de Benedenschelde (Tucker, 1994) (Divellers, 1988) (Glutz, 1986).

Voedselbiotoop:

Slibrijke gebiedjes in ondiep water, modderige poelen en grachten.

Bodem

Type:
Slibrijk

Reliëf:
Laaggelegen

Vochtigheidsgraad:
Hoge grondwatertafel

Actieradius

Bereikt dichtheden tot +-1 paar / ha in optimale biotoop zoals uiterwaarden en kwelders; 20 a 80 paar/100ha op zilt weideland; 2 a 3 paar /100ha op drassige veengrond; en nog lagere dichtheden op marginale biotopen. (Verboom, 1997)
Doorkruist met jongen een beperkt voedselgebied (grootte orde van 200 m wad) (Kalkhoven, 1995), (Norris, 1997)
gebruikte actieradius in habitatkaarten 200 meter

Natuurtechnische voorzieningen

Hoofdzakelijk teneinde de geluids- en zichtbelasting te verminderen. Door het aanbrengen van geluidsschermen en wallen, of met een verdiepte ligging van de weg ten opzichte van het maaiveld.

Gedrag langs de weg

In gebieden met slikkige terreinen en slootjes met droogvallende randen kunnen tureluurs dicht langs de weg voorkomen. In uitzonderlijke gevallen broedens zij dicht bij de weg (Devries, 1995).

Aanrijdingsrisico

Tureluurs met jongen lopen het risico te worden aangereden bij het oversteken van wegen. In de herfst en winter kunnen laag vliegende exemplaren bij het fourageren worden aangereden door het verkeer (Devries, 1995).

Gedrag langs de weg

In gebieden met slikkige terreintjes en slootjes met drooggevallende randen kunnen tureluurs dicht langs de weg voorkomen. Uitzonderlijk kunnen zo ook dicht langs een weg broeden (Devries, 1995).

Aanrijdingsrisico

Tureluurs met jongen lopen het risico aangereden te worden bij het oversteken van wegen (Devries, 1995) (Reijnen, 1991 1992).

HABITATFICHE: NACHTZWALUW

SOORT

Nederlandse naam: Nachtzwaluw
Wetenschappelijke naam: *Caprimulgus europaeus*
Rode Lijst: 2

HABITATKENMERKEN

Habitat

Voortplantingsbiotoop:
Biotopen met een heterogene en niet gesloten vegetatiestructuur, zoals open dennenbos (ppm*) of eiken-berkenbos (qb*) met enige ondergroei, droge heideterreinen met struik- of boomopslag (cdb, cg, cgb, cmb, cpb, cv) en kapvlaktes (se) met lage opslag (Burgess, 1990) (Divellers, 1988) (Glutz, 1986) (Tucker, 1994).

Voedselbiotoop:
Open terreinen met schaars begroeide stukken, waarbij de aanwezigheid van vegetatieloze delen met een droge zandige bodem die snel opwarmt (cd*, cg*, cm*, cp*, cv*, dm*) belangrijk lijkt (De Wavrin, 1990).

Bodem

Type:
Zand

Reliëf:
Geen voorkeur

Vochtigheidsgraad:
Droog en doorlatende bodem.

Actieradius

Minimum 10 ha per broedkoppel.
Territorium tot op een afstand van 500 m rond nest (Kalkhoven, 1995).
Gebruikte actieradius in habitatkaarten 500 meter (Verboom, 1997)

Natuurtechnische voorzieningen

Hoofdzakelijk teneinde de geluids- en zichtbelasting te verminderen. Door het aanbrengen van geluidsschermen en wallen, of met een verdiepte ligging van de weg ten opzichte van het maaiveld (Reijnen, 1991, 1992).

Gedrag langs de weg

De nachtzwaluw jaagt ook vaak op insecten die zich ophouden boven de relatief warmere wegen (Devries, 1995)

5.4.3 Reptielen en amfibieën

HABITATFICHE: VUURSALAMANDER

SOORT

Nederlandse naam:	Vuursalamander
Wetenschappelijke naam:	<i>Salamandra salamandra</i>
Rode Lijst:	3 (Schops, 1999)

HABITATKENMERKEN

Habitat

Voortplantingsbiotoop:

Ondiepe bronnen of bronbeekjes met sterke beschaduwing en trage tot matig snelle stroomsnelheid (waterlopendtypologie), periodiek droogvallende plasjes worden ook gebruikt voor de afzet van de larven (Stumpel, 1993), (Bauwens et al. et al., 1996).

Voedselbiotoop:

Vochtige loofbossen doorsneden met bronbeekjes en bronnen in een reliëfrijke omgeving (vc) (Duellman, 1986). Oude beuken - en eiken-haagbeukenbossen (f* en q*) met in de onmiddellijke omgeving stilstand of stromend water genieten de voorkeur (Griffiths, 1995).

Rustbiotoop:

Zie voedselbiotoop

Migratiebiotoop:

Rivieren, beken voor de larven;

Overwinteringsbiotoop:

zie broedbiotoop

Bodem

Type:

leem, löss

Reliëf:

Reliëfrijk

Vochtigheidsgraad:

droog tot wisselend vochtig

Actieradius

Maximaal 300 meter (afstand t.o.v. voortplantingswater)
gebruikte actieradius in habitatkaarten 300 meter (Beebee, 1996)

Areaal

Minimaal 0,5 ha afhankelijk van de kwaliteit van de biotoop
70 m² (Günther, 1996)
10-15 m² (Duellman, 1986)

Dispersie

Larven kunnen via rivieren over grote afstanden migreren (tientallen kilometers). Adulte salamanders blijken echter jaar na jaar zeer honkvast (Verboom, 1997) (Bugter, 1997).

Natuurtechnische voorzieningen

Amfibieëntunnels onder wegen, met begeleidende geleidingsschermen leidend naar de faunapassages (Vos, 1994) (Van der Sluis, 1996).

HABITATFICHE: HEIKIKKER

SOORT

Nederlandse naam: Heikikker
Wetenschappelijke naam: *Rana arvalis*
Rode Lijst: 4 (Schops, 1999)

HABITATKENMERKEN

Habitat

Voortplantingsbiotoop:

Heeft een voorkeur voor voedselarme tot matig voedselrijke voortplantingswaters in zuurdere milieus (pH 5). Ondiepe plassen en vennen (aoo*, aom*), poelen (kn) of sloten komen in aanmerking (Stumpel, 1993), (Bauwens et al., 1996).

Voedselbiotoop:

Voor de landbiotoop gaat de voorkeur uit naar voedselarmere biotopen zoals heidevelden (ce*, cg*, cm*) en veengebieden (ms) met een hoge vochtigheidsgraad. Wordt soms ook aangetroffen in minder geschikte biotopen zoals voedselarme, drassige weiden of bossen (vo*, vt*).

Rustbiotoop:

Zie voedselbiotoop.

Overwinteringsbiotoop:

Vorstvrije plekken in landbiotoop. Graaft zich soms in wanneer losse bodemstructuren voorhanden zijn.

Opmerkingen:

Bewoont in andere delen van z'n verspreidingsgebied (Noord-, Centraal- en Oost-Europa) naast veen- en heidegebieden ook een brede gamma van andere habitats, zoals drassige weiden, vochtige loof- en gemende bossen, hoogveen, dijken, ...

Bodem

Type:

Venige bodems

Reliëf:

Geen voorkeur

Vochtigheidsgraad:

Vochtig

Actieradius

+/-100m (getal varieert sterk volgens de literatuurbron)

500 tot 1000m (afstand t.o.v. voortplantingspoel)

gebruikte actieradius in habitatkaarten 500 meter (Reitsma, 1992).

Dispersie

Voor volwassen dieren 500 m en bij juveniele exemplaren tot 1000 m van voortplantingswater (Verboom, 1997) (Bugter, 1997).

Natuurtechnische voorzieningen

Amfibieëntunnels onder wegen, met begeleidende geleidingsschermen leidend naar de faunapassages.

Gedrag langs de weg

Bij de jaarlijkse trekbewegingen worden soms wegen overgestoken (Devries, 1995)

Aanrijdingsrisico

Vooraf op plaatsen waar voortplantingsplaatsen bij wegen voorkomen, lopen heikikkers grote kans te worden doodgereden (Devries, 1995) (Vos, 1994), (Van der Sluis, 1996).

HABITATFICHE: RUGSTREEPPAD

SOORT

Nederlandse naam: Rugstreeppad
Wetenschappelijke naam: *Bufo calamita*
Rode Lijst: 4 (Schops, 1999)

HABITATKENMERKEN

Habitat

Voortplantingsbiotoop:

De keuze van voortplantingsplas wordt vooral bepaald in functie van de nabijheid van een geschikte landbiotoop. Het betreft naast kleine, ondiepe plassen met weinig watervegetatie zoals vennen (aoo*, aom*, am*) en poelen, zeer vaak tijdelijke en nieuw ontstane plassen zonder veel begroeiing (Stumpel, 1993), (Bauwens et al., 1996).

Voedselbiotoop:

Als landbiotoop is er een sterke voorkeur voor vegetatiearme terreinen met droge, zandige, losgrondige bodems waarin het zich gemakkelijk kan ingraven. Komt in Vlaanderen vooral voor in heideterreinen (c*) en duingebieden (dm*), maar ook op sterk gestoorde gronden zoals groeven, zandwinnings-, ontginningen (kc*), terrils (kg*) en opgehoogde terreinen (kz*, sz*) (Reitsma, 1992).

Rustbiotoop:

Zie voedselbiotoop. Ingegraven pijpen op losse bodems.

Overwinteringsbiotoop:

Droge zandige stukken van de landbiotoop. Graaft zich in tot een diepte van 20 cm tot 100 cm.

Bodem

Type:

Sterke voorkeur voor losgrondige, zandige bodems

Reliëf:

Geen voorkeur

Vochtigheidsgraad:

Drogere biotopen (voor de landbiotoop)

Actieradius

100 a 150 m

500 tot 1000m (afstand t.o.v. voorplantingspoel)
gebruikte actieradius in habitatkaarten 1000 meter

Dispersie

2000 a 3000 meter (Verboom, 1997) (Bugter, 1997).

Natuurtechnische voorzieningen

Amfibieëntunnels onder wegen, met begeleidende geleidingsschermen leidend naar de faunapassages (DeVries, 1993).

Gedrag langs de weg

Bij de jaarlijkse trekbewegingen worden soms wegen overgestoken (Devries, 1995) (Vos, 1994) (Van der Sluis, 1996), (Bugter, 1997).

HABITATFICHE: LEVENDBARENDE HAGEDIS

SOORT

Nederlandse naam: Levendbarende hagedis

Wetenschappelijke naam: *Lacerta vivipara*

Rode Lijst: 4 (Schops, 1999)

HABITATKENMERKEN

Habitat

Voortplantingsbiotoop:

Komt voor in sterk uiteenlopende biotopen, maar waarbij open zonnige plekken naast dichter begroeide plaatsen voorkomen.

Heeft een voorkeur voor natte heide (ce*) en veen (mk*, mp*, ms*) begroeid met dopheide, pijpestrootje, beenbreek en met wat boomopslag (grove den en berk). Bewoont daarnaast ook drogere biotopen zoals heidevelden (cg*, cm*, cd*, cv*), duinen (dd*, dm*), heischrale graslanden (hm*) en laren. Wordt in kleinere dichtheden aangetroffen op droge hellingen (kce*, kcm*, kce*, kcg*, kcm*) met begroeiing van struikheide, brem en bramen en rond verlaten zandgroeven. Tenslotte komt de levendbarende hagedis ook in kleine aantallen voor langs bosranden, kapvlakten (se), brandgangen, spoortaluds (spoor, ks*), dijken, hagen, houtwallen (khw*) en holle wegen (kw*) (Schops, 1999) (Stumpel, 1993), (Bauwens et al. et al., 1996).

Voedselbiotoop:

Zelfde als voor broedbiotoop

Rustbiotoop:

Schuilt onder dood plantenmateriaal

Migratiebiotoop:

Allerhande lijnvormige landschapselementen zoals spoorwegbermen (spoor, ks), bosranden en houtwallen (khw*).

Overwinteringsbiotoop:

Zelfde als voor broedbiotoop. Tussen het wortelstelsel van bomen en struiken, onder boomstronken, graspollen, mossen of stenen.

Bodem

Type:

Zand en veen.

Reliëf:

Geen voorkeur

Vochtigheidsgraad:

Vochtig. Maar bewoont ook drogere biotopen.

Actieradius

Tot 50 meter.

Populatie-dichtheden kunnen sterk variëren naargelang de soort biotoop (tot 1000 exemplaren per ha) (Stumpel, 1993)

400-1000 ex/ha (Bauwens et al. et al., 1981) in België

538 totaal ex/ha (Clerx & Broers, 1983) in Oostenrijk
gebruikte actieradius in habitatkaarten 50 meter (Verboom, 1997).

Gedrag langs de weg

Van de reptielen is de levendbarende hagedis de soort die het meest langs autosnelwegen wordt aangetroffen. Alhoewel ze dit proberen te vermijden, zijn zij soms gedwongen om wegen over te steken (Devries, 1995)

Aanrijdingsrisico

Vooraf na de winter vinden trekbewegingen plaats en in goede leefgebieden met veel exemplaren kunnen dan dieren worden doodgereden (Devries, 1995) (Vos, 1994).

HABITATFICHE: HAZELWORM

SOORT

Nederlandse naam: Hazelworm
Wetenschappelijke naam: *Anguis fragilis*
Rode Lijst: 4 (Schops, 1999)

HABITATKENMERKEN

Habitat

Voortplantingsbiotoop:

Allerlei beboste biotopen en de randen ervan: loofbossen (q*, f*, n*), gemende bossen (gml), vallei- en broekbossen (va*, vc*, vf*) en ook kasteelparken (kpk*). Wordt daarnaast ook aangetroffen in meer open habitat zoals houtwallen (khw*), holle wegen (kw*), spoorbermen (ks), kanaalbermen en kapvlaktes (se*) (Schops, 1999) (Bauwens et al., 1996).

Voedselbiotoop:

Zelfde als voor broedbiotoop

Rustbiotoop:

Zelfde als voor broedbiotoop

Migratiebiotoop:

Lijnvormige landschapselementen.

Overwinteringsbiotoop:

Vorstvrije plaatsen in broedbiotoop, tussen het wortelstelsel van bomen, onder boomstronken, onder stenen (Parent, 1987)

Bodem

Type:

Voorkeur voor zandige gronden, liefs met humuslaag.

Reliëf:

Vaak op hellingen.

Vochtigheidsgraad:

Voldoende vochtrijk.

Actieradius

Populatie-dichtheden variëren, tot 75 ex/ha (Stumpel, 1993)
gebruikte actieradius in habitatkaarten 50 meter (Verboom, 1997)

Gedrag langs de weg

Binnen zijn verspreidingsgebied komen hazelwormen vaak in bermen voor. Vooral in overgangszones van grasland naar bos (De Vries, 1995).

Aanrijdingsrisico

Occasioneel een aanrijdingsslachtoffer (De Vries, 1995), (Vos, 1994).

HABITATFICHE: GLADDE SLANG

SOORT

Nederlandse naam: Gladde slang
Wetenschappelijke naam: *Cornella austriaca*
Rode Lijst: 3 (Schops, 1999)

HABITATKENMERKEN

Habitat

Voortplantingsbiotoop:

Een breed spectrum aan droge biotopen waarbij open vegetatietypes afgewisseld worden met wat dichter begroeide stukken vaak met verspreide boompjes en struiken (Hom, 1996). Bewoont droge heide (cg*, cmb*, cv*, cdb*, cpb*, ...), zandduinen (dm), bosranden, kapvlaktes (se) en laren (Günther, 1996). Maar wordt ook aangetroffen in droge kalkgraslanden (hkb*), weg- en spoorbermen (ks) en zandwinningen (kc) (Bauwens et al., 1996)

Voedselbiotoop:

Zelfde als voor broedbiotoop

Rustbiotoop:

Schuilt onder dood plantenmateriaal

Migratiebiotoop:

Lijnvormige landschapselementen

Bodem

Type:

Zandige gronden, liefs bedekt met dood plantenmateriaal.

Reliëf:

Geen voorkeur

Vochtigheidsgraad:

Droog

Actieradius

Normaal minder dan 100m, uitzonderlijk tot 300m ver. Per individu is een leefgebied nodig van gemiddeld 1 a 3 ha.

2,3ha voor ?? en 1,5ha voor ?? (Rainer G., 1996).
gebruikte actieradius in habitatkaarten 100 meter

Dispersie

Verplaatsingen waargenomen tot 500 meter.

480m voor ?? en 460m voor ?? (Rainer G., 1996).

Gedrag langs de weg

Gladde slangen komen occasioneel voor in bermen. Veen of zandgronden met heidevegetaties waar droge plekken met zuidorientatie voorkomen genieten de voorkeur (De Vries, 1995).

Aanrijdingsrisico

Het aanrijdingsrisico voor een gladde slang die een weg probeert over te steken, is erg groot (Devries, 1995), (Vos, 1994).

5.5 De habitatkaarten

5.5.1 De gebruikte informatielagen

Eenzijds wordt er bij het aanmaken van habitatkaarten uitgegaan van de gegevens afkomstig uit de habitatfiches die informatie verschaffen over het mogelijk gebruik van het landschap door een bepaalde soort. Daarnaast is er ook ruimtelijke informatie nodig van waaruit de gebruikruimte van die soort geselecteerd kan worden. Die informatie voor het aanmaken van de habitatkaarten verschilt naargelang de soort maar in totaal zijn volgende digitale informatielagen gebruikt:

- ?? De biologische waarderingskaart (BWK)
- ?? De bodemkaart (uitgezonderd het Brussels gewest)
- ?? De typologie van de waterlopen

5.5.2 De werkwijze

Onderstaande tekst schetst een algemeen beeld van de werkwijze die gevolgd is bij het opstellen van het merendeel van de habitatkaarten. In een aantal gevallen is er echter een afwijkende aanpak gevolgd.

Algemeen kan gesteld worden dat na het aanmaken van de habitatfiche, de opgesomde biotoopvoorkeuren omgezet worden naar BWK-eenheden in een daarvoor aangemaakte access- databank. Deze databank laat toe om voor de verschillende BWK-eenheden te bepalen of ze tot het voortplantings-, voedsel-, rust-, migratie- of barrièrebiotoop behoren.

Een volgende stap is het koppelen van de aangemaakte biotooptabellen aan de BWK om zo die BWK-onderdelen te selecteren die tot de potentiële leefbiotoop behoren van de beschouwde soort.

Vervolgens krijgen verschillende BWK-onderdelen binnen het voortplantingsbiotoop een opwaardering. Hiertoe worden de andere biotopen en/of andere digitale kaartlagen gebruikt. Bijvoorbeeld een opwaardering van alle gebieden van die BWK-eenheden van het voortplantingsbiotoop die liggen binnen en afstand van 100m van een BWK- eenheid van het voedselbiotoop en/of een bronbeek en/of gelegen op leem enz.

Verder wordt op basis van de actieradius en - indien gekend - aan de hand van het minimumareaal voor één reproductieve eenheid, een buffer gelegd rond de geselecteerde biotoop. Ook op basis hiervan wordt een opwaardering gegeven, waarbij BWK onderdelen die behoren tot grote aaneengesloten gebieden steeds hoger scoren dan kleine aparte gebiedjes.

Vervolgens is voor ieder afzonderlijk gebied, indien dit voldeed aan de gestelde criteria, één of meerdere punten toegekend. De som van al deze scores levert dan per polygoon een bepaalde score op. Bij een diersoort waarbij er bijvoorbeeld 6 wegingscriteria in beschouwing genomen werden, betekent een waarde 6 de theoretisch optimale geschiktheid van dit gebied als leefgebied voor die diersoort (zie Fig. 5.10).

Habitatkaart vuursalamander

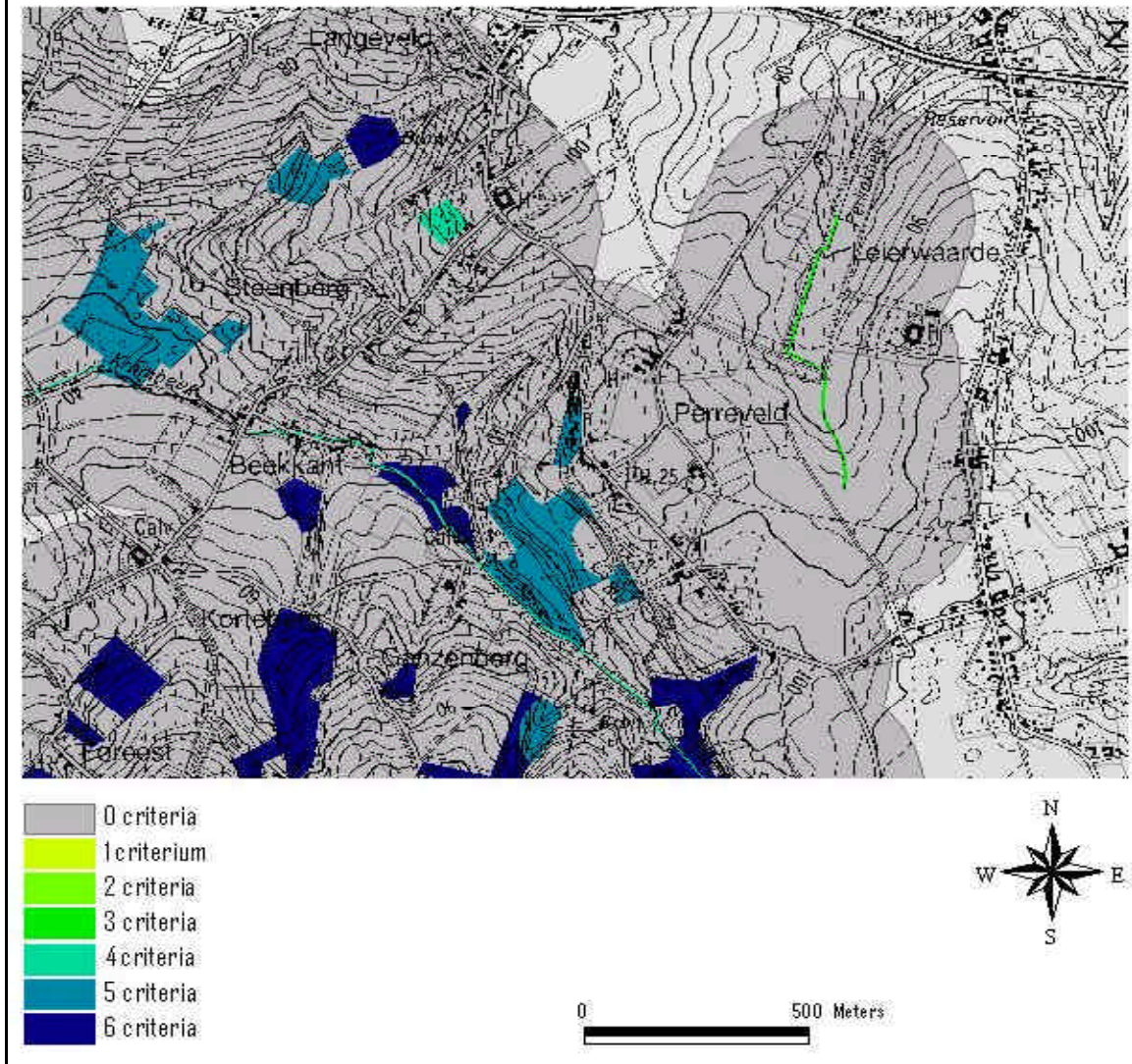


Fig. 5.10: Detailvoorbeeld habitatkaart.

Vermits er voor de verschillende soorten steeds andere en niet evenveel criteria gebruikt zijn en we de scores op een gelijke schaal willen weergeven, werd de score die een gebied krijgt, gedeeld door het aantal gebruikte criteria. Hierdoor krijgen we voor alle kaarten een onderling vergelijkbare score tussen 0 en 1 (op de kaart worden alle gebieden met een waarde van 0 tot $0,33 = 1$, alle gebieden met een waarde van $0,34$ tot $0,66 = 2$ en gebieden met een waarde van $0,67$ tot $1 = 3$). Het toekennen van wegingswaarden aan verschillende biotopen naargelang ze meer of minder geschikt zijn voor een soort, duidt de mate van geschiktheid van een gebied aan als biotoop voor die soort. Ook kan dan gesteld worden dat naarmate de geschiktheid van een gebied hoger is, des te kwetsbaarder het gebied zal zijn voor (in ons geval) barrière (versnippering).

Voor soorten waar verspreidingsgegevens voorhanden zijn gebeurde er controle aan de hand van deze gegevens. Voor zoogdieren zijn de gegevens aangeduid op een schaal van 5×5 km hokken, terwijl er voor herpetofauna en sommige broedvogels gegevens per 1×1 km UTM hok voorhanden zijn. Aan de hand van deze controle werden dan de habitatkaarten verfijnd. Hierbij is het wel

belangrijk te weten dat het beschikbare BWK- bestand dat gebruikt werd als basislaag bij het het opstellen van de habitatkaarten heel wat onregelmatigheden en beperkingen bevat (cfr. §3.2.2.). Er zijn momenteel 2 BWK-versies beschikbaar. De eerste versie (oude BWK) is gebaseerd is op een inventarisatie uitgevoerd tussen 1978-1989 en opgemaakt aan de hand van stafkaarten schaal 1/25.000. Voor een +-35% (Fig. 3.1) van het grondgebied Vlaanderen is er een geactualiseerde versie van de BWK beschikbaar schaal 1/10.000 (nieuwe BWK vanaf 1997). Als voorbeeld tonen Fig. 5.11 en Fig. 5.12 het verschil in habitatkaart voor een bepaalde soort die bekomen wordt door respectievelijk gebruik te maken van de oude en de nieuwe BWK als digitale basislaag.

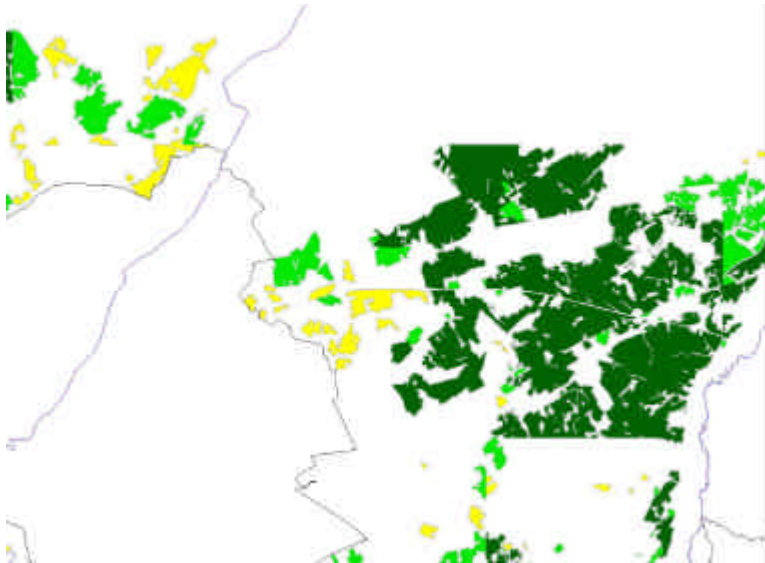


Fig. 5.11: Deel van de habitatkaart van de hamster bekomen met de oude BWK

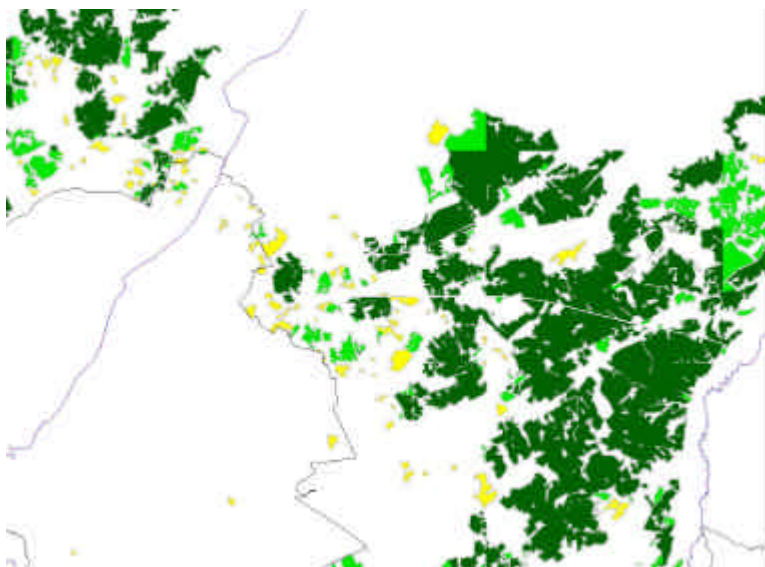


Fig. 5.12: Deel van de habitatkaart van de hamster bekomen met de nieuwe BWK

Het algemene beeld blijft gelijk, maar de nieuwe BWK toont lokaal echter meer detail en een groter aantal karteringseenheden.

Op deze kaarten, die louter een potentiële geschiktheid van een gebied weergeven op basis van de door ons geïnterpreteerde digitale informatie, zijn de volgende zaken te zien:

- ?? de witte gebieden vormen een matrix waarbinnen de habitat van de soort zich bevindt
- ?? de grijze gebieden zijn de niet geschikte gebieden binnen de homerange
- ?? potentieel habitat van de soort wordt weergegeven door geel, groen en donkergroen naargelang toegekende geschiktheid (zie Fig. 5.13).

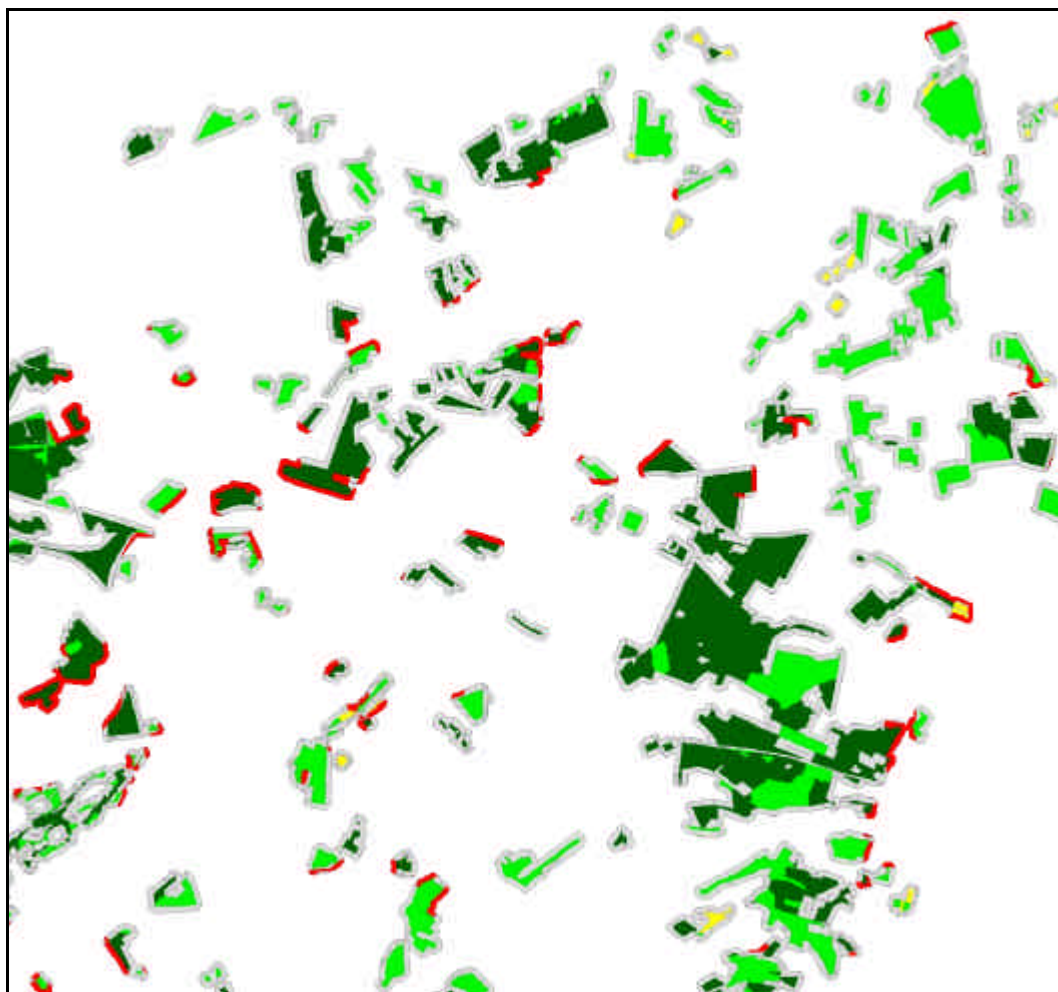


Fig. 5.13: Voorstelling potentieel leefgebied van een richtsoort waarbij 5 klassen onderscheiden worden in het (Habitatkaart).

Deze habitatkaarten zullen de verdere basis vormen bij het uitwerken van de kwetsbaarheidkaarten voor barrière-effecten. Daarnaast kunnen deze kaarten hun nut hebben in het lokaliseren van geschikte gebieden om een gerichte inventarisatie te kunnen uitvoeren (monitoring). In het kader van grote

natuurlijke structuren (bvb VEN, IVON) kunnen deze kaarten hun belang hebben bij het afbakenen van deze structuren waaraan dan ook het gepaste beleid kan gekoppeld worden.

5.6 Aanmaak van barrièrekaarten

5.6.1 Versnipperingscontext

Versnippering is een erg breed begrip waarbinnen een hele reeks deelaspecten onderscheiden kunnen worden. Een gebied onderhevig aan versnippering kan de volgende invloeden ondergaan:

- ?? biotoopverlies
- ?? fragmentatie
- ?? isolatie
- ?? barrière
- ?? afname van de bufferende werking t.o.v. storende invloeden van buitenaf

Binnen deze studie zullen we ons in eerste instantie beperken tot het aspect 'barrière'.

De opgestelde habitatkaarten op zich kunnen als biotoopverlieskaarten voor fauna geïnterpreteerd worden. Verder dienen de aangemaakte habitatkaarten - voor de relevante soorten - als basis voor de aanmaak van de eigenlijke barrièrekaarten. Het doel van deze barrièrekaarten m.b.t. transportinfrastructuur is het aanduiden van aandachtszones voor een aantal diersoorten m.b.t. barrière. Dit heeft zowel betrekking op de reeds bestaande constructies (a.d.h.v. barrièrekaarten) als de eventueel nog geplande transportinfrastructuur (a.d.h.v. habitatkaarten).

Vermits in Vlaanderen aanrijdings- en verspreidingsgegevens vooralsnog erg gedecentraliseerd en onsystematisch verzameld worden, is het erg moeilijk om knelpunten m.b.t. barrière door transportinfrastructuur te lokaliseren en bij te houden. De barrièrekaarten kunnen mogelijk als aanvulling op of ter vervanging van de voornoemde gegevens dienen en zo een eerste indicatie geven naar gevoeligheid van een aantal richtsoorten in bepaalde gebieden voor versnippering en barrière.

Een mogelijke toepassing van het project is, gebruik makend van deze barrièrekaarten, ontsnipperende maatregelen te incorporeren bij aanleg van nieuwe of het herstel van al bestaande transportinfrastructuur.

5.6.2 Barrière m.b.t. transportinfrastructuur

Transportinfrastructuur vormt bij het doorsnijden van leefgebieden van dieren mogelijk een onoverbrugbare barrière. Of zulke structuren al dan niet een barrière vormen, wordt bepaald door meerdere elementen:

- ?? Wat voor de ene soort een barrière is, betekent niet noodzakelijk een barrière voor de andere. Zo steken reeën een autosnelweg met een afrastering van New-Jersey's evt. wel over terwijl dit zo goed als onmogelijk is voor een wezel.
- ?? De aard van de infrastructuur type: verkeersweg, spoorweg of kanaal.

- ?? De grootte en vorm van de infrastructuur. Er is een duidelijk verschil in oversteekbaarheid tussen een bevaarbare waterloop met verticale betonnen oevers of een waterloop van eerste categorie afgewerkt met schanskorven.
- ?? Aanpassingen aan de infrastructuur, zoals het op regelmatige afstanden plaatsen van uitstapplaatsen in kanalen. Dit bevordert de overlevingskans en de oversteekbaarheid voor bvb. reeën en dassen.
- ?? Inpassing in het omliggende landschap, vergelijk maar het verstorend effect van een autostrade gelegen onder, gelijk met of een meter boven het maaiveld.
- ?? De intensiteit van gebruik. Het is duidelijk dat een druk gebruikte weg een veel grotere barrière vormt dan een weg van vergelijkbare grootte die niet of weinig gebruikt wordt.
- ?? De periode van de dag waarop de infrastructuur (vnl. wegen) hoofdzakelijk gebruikt wordt. Er is een duidelijk diurnaal verschil in gebruik van transportinfrastructuur.

Naast de direct negatieve effecten van transportinfrastructuur op natuur kunnen nog een hele reeks secundaire negatieve effecten opgesomd worden. Hieronder verstaan we effecten die als gevolg van de aanleg van de weg een verandering in ruimtegebruik met zich meebrengen.

- ?? lintbebouwing welke op zich een enorme versterking van versnippering en barrière met zich meebrengt
- ?? recreatie, zowel verblijfsrecreatie als bijvoorbeeld de aanleg van
- ?? themaparken
- ?? tankstations
- ?? het aanleggen van extra op- en afritten voor het ontsluiten van gebieden verspreid liggende industrieterreinen
- ?? aanleg van carpoolparkings rond stations
- ?? stations
- ?? bruggen, sluizen, jachthavens
- ?? ...

5.7 Concept barrièrekaart

Om te komen tot een eigenlijke signaalkaart voor barrière is de informatie afkomstig uit de habitatkaart gecombineerd met de digitale laag van het wegen- en spoorwegenbestand van Vlaanderen (StreetNet) en het kanalenbestand (Vlaamse hydrologische atlas).

De verschillende stappen die in de loop van dit projectdeel gevolgd werden, om te komen tot een ecosysteemkwetsbaarheid met betrekking tot barrière-effect voor fauna zijn in Fig. 5.14 schematisch weergegeven. Voor een aantal (17) naar barrière toe relevante soorten is de habitatkaart gebruikt voor het opstellen van de uiteindelijke barrièrekaart.

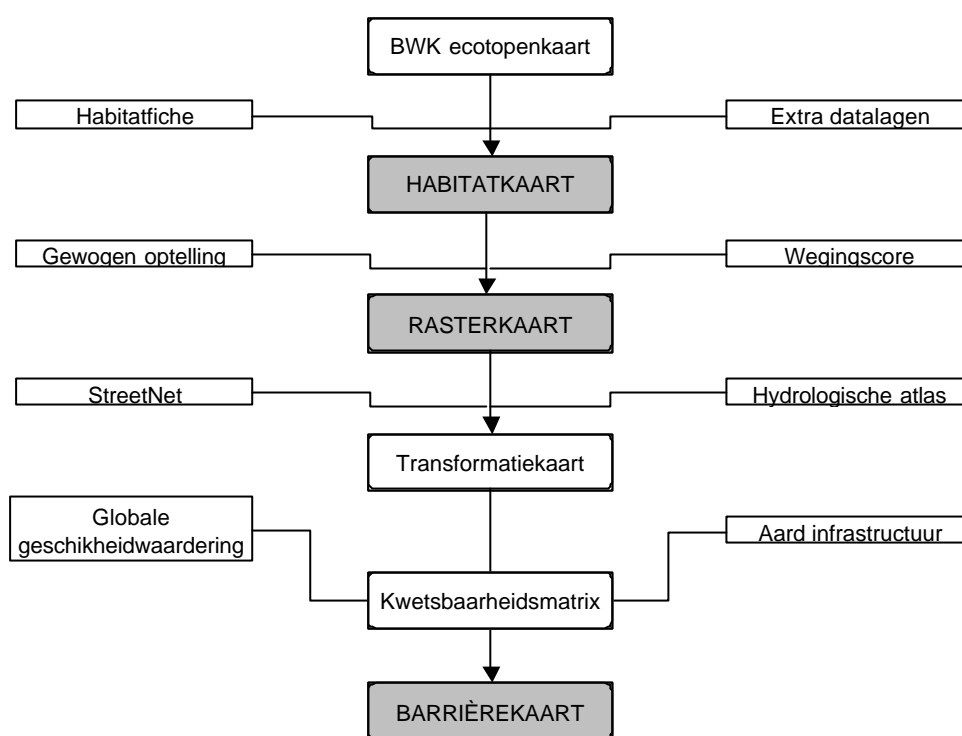


Fig. 5.14: Gevolgde projectstappen (deel kwetsbaarheid m.b.t. barrière-effect)

Vanuit de habitatkaart en aan de hand van toegekende wegingscores is per rastercel een gewogen optelling (om horizontale relaties in te schatten) doorgerekend en is een rasterkaart uitgewerkt. Door deze vervolgens te combineren met de informatie afkomstig uit StreetNet en de Vlaamse hydrologische atlas wordt een transformatiekaart bekomen. Tenslotte is door gebruik te maken van een kwetsbaarheidmatrix de eigenlijke barrièrekaart opgesteld.

De verschillende gebieden van de habitatkaart krijgen afhankelijk van hun potentiële geschiktheid voor die richtsoort een verschillende waarde toegekend. Dit onderscheid maakt het mogelijk om een doorsnijding door een infrastructuurbouwwerk van vb. een zeer geschikt habitatgebied anders te klasseren dan een doorsnijding van een weinig geschikt habitatgebied. Hierbij is ervoor gekozen om bij het bepalen van de impact van de infrastructuur op de richtsoorten, geen differentiatie te maken voor de verschillende soorten.

5.8 Hexagonale rasterkaart

Bij het opstellen van de habitatkaart is uitgegaan van de biologische waarderingskaart (BWK) als voornaamste digitale informatielaag. De karteringsgrenzen van de BWK vallen echter vaak samen met de grenzen van reeds bestaande transportinfrastructuren waardoor de afzonderlijke polygonen dikwijls niet doorsneden worden door bestaande wegen, spoorwegen en kanalen. Hierdoor kan bijvoorbeeld een stuk weg langs beide kanten omgeven worden door geschikt habitat, zonder dat die afzonderlijke gebieden echt doorsneden worden (Fig. 5.15). Desalniettemin vormt dit stuk weg een barrière tussen beide deelgebieden.



— hoofdwegen

Fig. 5.15: Probleemstelling inschatten barrière- effect m.b.t. infrastructuur. Legende zie Fig. 5.13

Om dit probleem gistechisch op te lossen is de oorspronkelijke habitatkaart (polygonenkaart) omgezet naar een rasterkaart. Eerst is het studiegebied Vlaanderen opgedeeld in hexagonale rastercellen met een oppervlakte van 6,25 ha per cel. Met deze rasterkaart werden de habitatkaarten versneden en de geschiktheidswaarde herberekend. Op deze wijze is het mogelijk per rastercel een gewogen optelling te maken van het binnen elke cel aanwezige positief en negatief biotoop.

Verder worden door het overgaan naar een rastervoorstelling horizontale relaties gelegd binnen het potentiële leefgebied. Met deze werkwijze wordt de potentiële geschiktheid van een polygoon gezien als een bundeling van de geschiktheidswaarden van de omvatte vlakken binnen een cel. Bijkomend worden de harde karteringsgrenzen van de BWK op deze manier afgezwakt.

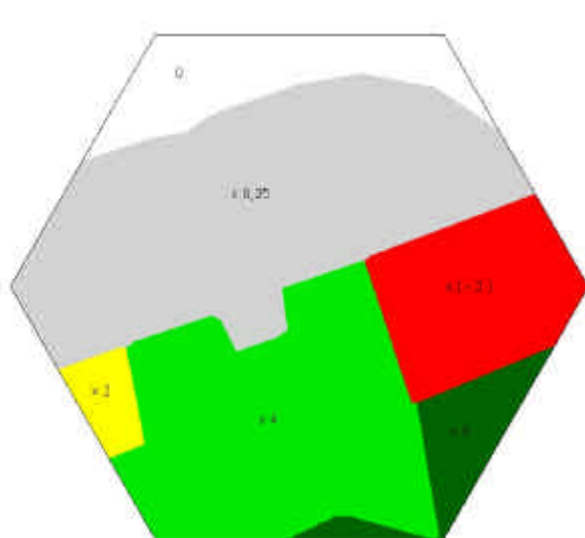


Fig. 5.16: Methode voor berekening score rastercel aan de hand van de wegingscore toegekend per klasse van het leefgebied. Oppervlakte cel = 6,25 ha. Legende idem Fig. 5.13

De gewogen waarden per raster zijn verkregen a.d.h.v. de hiernavolgende methoden. Hierbij werden de verschillende wegingscores naar 'best professional judgement' toegekend.

Afhankelijk van zijn geschiktheid werd de oppervlakte van elke polygoon liggend binnen een rastercel (Fig. 5.16) vermenigvuldigd met een bepaalde wegingscore. Zo krijgt een polygoon met klasse 3 (potentieel zeer geschikt gebied) een wegingscore 8 toegekend; een polygoon met klasse 2 (potentieel geschikt gebied) een wegingscore 4; een polygoon met klasse 1 (potentieel minder geschikt gebied) een wegingscore 2; een polygoon met klasse 0 (niet geschikt gebied maar binnen de homerange) een wegingscore 0,25 en de polygoonen van klasse 99 (harde bebouwing) een score van -2. De uiteindelijke som wordt dan gedeeld door de totale oppervlakte van de rastercel (6,25 hectare).

Waarde gridcel=

$$\frac{[(Opp.K3 \times 8)+(Opp.K2 \times 4)+(Opp.K1 \times 2)+(Opp.K0 \times 0,25)+(Opp.K99 \times (-2))]}{6,25}$$

met: Opp.K_{3,2,1,0,99} = oppervlakte (ha) respectievelijk voor de 5 klassen van polygoonen uit de habitatkaart

Op deze manier wordt aan iedere rastercel een bepaalde waarde gegeven, die een maat is voor de gemiddelde geschiktheid van het gebied voor een bepaalde soort binnen één rastercel. Uit de formule blijkt dat deze celwaarde dus kan variëren tussen de minimumwaarde -2 (volledig negatief) en een maximumwaarde 8 (volledig positief).

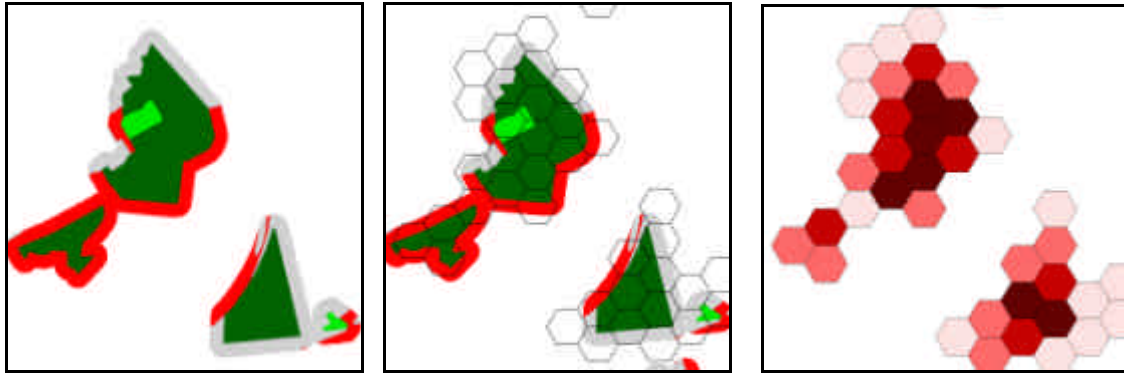


Fig. 5.17: Methode ter berekening rasterkaart vanuit habitatkaart. Voor legende zie Fig. 5.13 en 5.18.

Op deze wijze wordt het potentiële gebied in relatie gelegd met het niet-geschikte habitat uit de onmiddellijke omgeving ervan (horizontale relaties). Zo zal een potentieel habitat naar beneden gewaardeerd worden indien het kleine geïsoleerde habitatsnipper betreft of het bv. vlak langs niet geschikte of negatieve biotoop (harde bebouwing) valt. Hokken in de kern van een groter habitat zullen wel hun waarde behouden (Fig. 5.17).

Fig. 5.18 geeft de verrasterde kaart afgeleid en berekend vanuit de polygonenkaart (Fig. 5.13). Aan de hand van deze kaart is het eenvoudiger om de impact op het leefgebied in te schatten van een eventuele doorsnijding door een lineaire transportinfrastructuurconstructie.

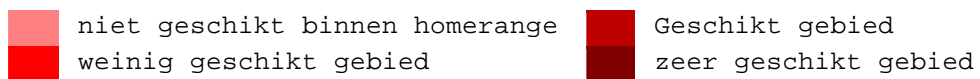
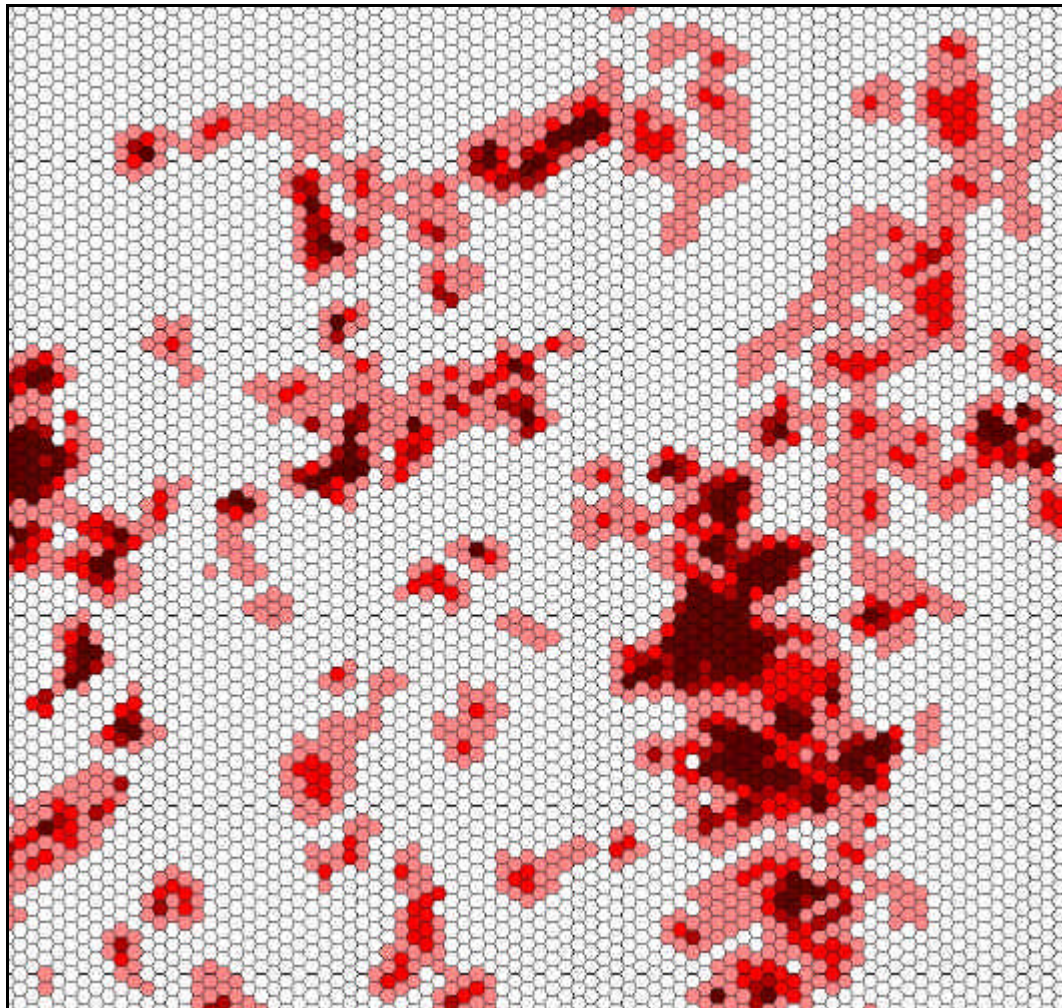


Fig. 5.18: Verrasterde habitatkaart (Rasterkaart)

Een volgende stap bij het bekomen van een barrièrekaart is deze rasterkaart te combineren (overlay) (Fig. 5.19) met de digitale bestanden van de lineaire transportinfrastructuur Vlaanderen (hoofdwegen, spoorwegen en kanalen).

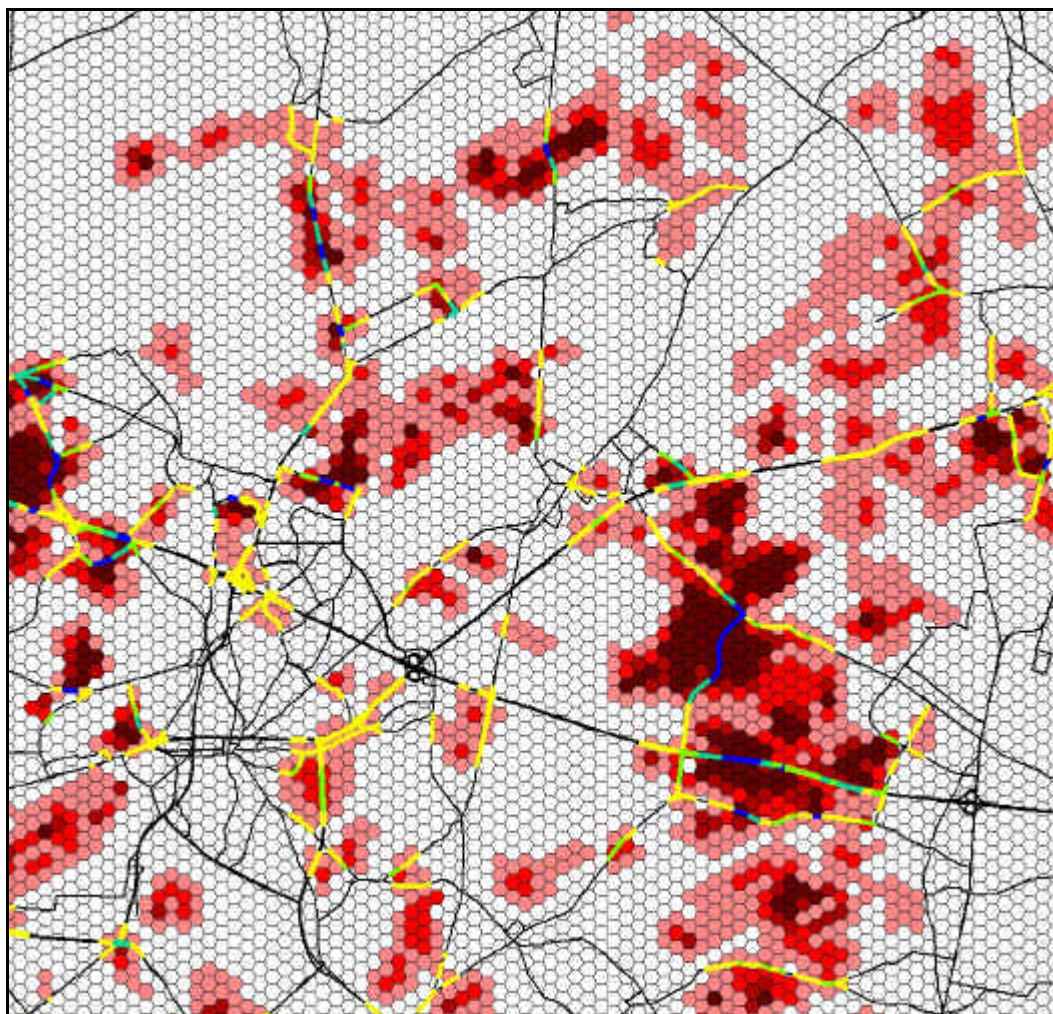
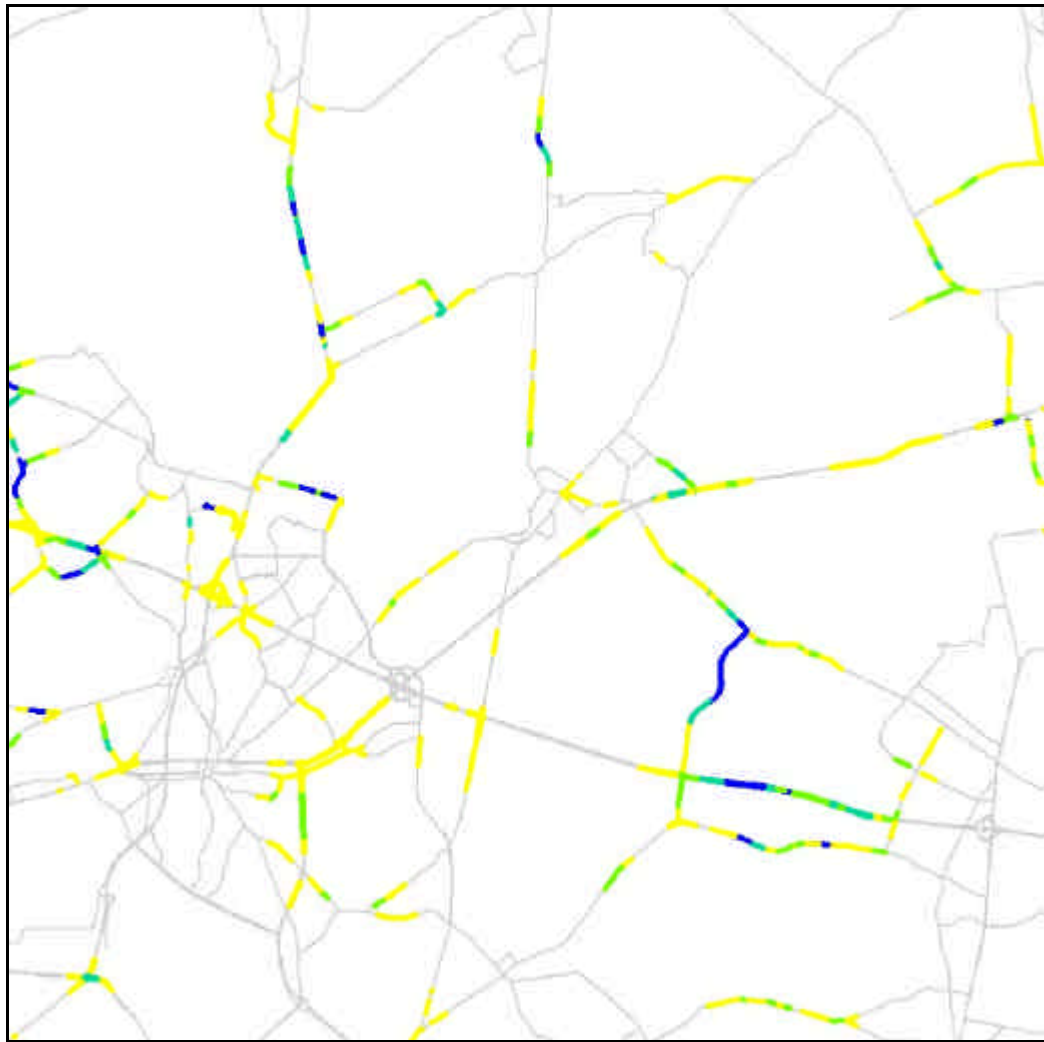


Fig. 5.19: Overlay bestand hoofdwegen (StreetNet) met de verrasterde habitatkaart. Voor legende zie Fig. 5.18 en 5.20.

Wanneer een bepaald lijnsegment snijdt met een gridcel wordt de geschiktheidswaarde van deze cel toegekend aan dat wegsegment. Deze waarde kunnen we dan opvatten als een maat voor de theoretische geschiktheid van de aangrenzende gebieden binnen de rastercel (Fig. 5.20).



?

niet geschikt gebied in actieradius?
 geschikt gebied?

weinig geschikt gebied?
 zeer geschikt gebied?

??doorsnijding

Fig. 5.20: Geschiktheidswaarde van het omgevend gebied binnen de rastercel en voorgesteld per wegsegment (Transformatiekaart).

5.9 Barrièrekaart

Nu kan men stellen dat het barrière-effect ook in belangrijke mate zal afhangen van het type infrastructuur dat het leefgebied van een dier doorsnijdt. Zo mogen we ervan uitgaan dat de impact naar barrière toe groter zal bij een doorkruising van het leefgebied door vb. een autostrade dan door slechts een lokale weg of een weinig gebruikte spoorlijn. Om dit aspect ook in de kwetsbaarheidweging voor barrière (uiteindelijke barrièrekaart) te betrekken, zullen we het databestand met de lineaire transportinfrastructuur uitsplitsen in een aantal typeklassen. Dit gebeurt op basis van de (ingeschatte) mate van oversteekbaarheid voor fauna van de constructie. Op deze manier worden er in totaal 4 categorieën van wegtransportinfrastructuur, een categorie kanalen en een klasse voor de spoorwegen onderscheiden. Deze worden voorgesteld in Tabel 5.4 en

geïllustreerd met de *Figuren 5.21 - 5.27*. Zoals hoger reeds vermeld, werd de impact van de infrastructuur voor alle de richtsoorten gelijk gehouden (m.a.w. geen differentiatie tussen de verschillende soorten).

Tabel 5.4: Verschillende impactklassen voor lineaire transportinfrastructuur, i.e. wegen, kanalen en spoorlijnen.

	Functieklasse	Betekenis
Wegen	10	Autosnelweg
	20, 30	Hoofdweg
	40	Secundaire weg
	51, 52, 60	Verbindingsweg/ lokale weg
Kanaal	Kanalen	Van redelijk natuurlijke tot harde oeverbescherming
Spoor	Spoorwegen	Alle



Fig. 5.21: Autosnelweg - functieklasse 10



Fig. 5.22: Autosnelweg - functieklasse 10



Fig. 5.23: Hoofdweg - functieklassen 20, 30



Fig. 5.24: Secundaire weg - functieklasse 40



Fig. 5.25: Verbindingsweg/ locale weg - functieklassen 51, 52, 60



Fig. 5.26: Kanaal met redelijk natuurlijke oeverbescherming



Fig. 5.27: Kanaal met harde oeverbescherming

Wanneer nu de theoretische geschiktheidsklassen van het leefgebied uitgezet worden tegen de verschillende klassen van transportinfrastructuur wordt een kwetsbaarheidmatrix bekomen (Tabel 5.5).

Op de X-as zijn de 6 impact categorieën van lineaire transportinfrastructuur onderscheiden, waaraan een bepaalde impactfactor toegekend wordt.

Op de Y-as zijn 4 klassen van potentiële geschiktheid van het leefgebied van een bepaalde diersoort (uit de transformatiekaart) uitgezet. De berekende geschiktheidswaarde varieert tussen waarde -2 en 8, maar we zullen slechts de geschiktheidswaarden groter dan 0 in rekening brengen bij het bepalen van het barrière-effect.

Tabel 5.5: Kwetsbaarheidmatrix barrière (veroorzaakt door wegen). Afhankelijk van de potentiële geschiktheid van de leefbiotoop en het type transportinfrastructuur waarmee het gebied doorsneden wordt.

	Type infrastructuur (functieklaas) gebruikt bij StreetNet /Typologie van de waterlopen					
Potentiële geschiktheid	Functieklaas weg				Kanaal	Spoorweg
	10	20, 30	40	51, 52,60		
0 - 0.25	2	2	2	1	2	1
>0.25 - 2	3	3	2	2	3	1
>2 - 4	4	3	3	3	3	2
>4 - 8	4	4	4	3	4	3

Waarbij:

- 4 = Groot barrière- effect
- 3 = Barrière- effect
- 2 = Klein barrière- effect
- 1 = Geen prioriteit voor barrière
- X = Ongedefinieerd

Aan de hand van deze wegingsmatrix kunnen we (afhankelijk van de ingeschatte grootte van barrière) een opwaardering geven aan het kwetsbaarheidgetal zoals toegekend aan de wegsegmenten in Fig. 5.20. Voor de kanaal- en spoorinfrastructuur, werd gekozen om geen differentiatie tussen verschillende groottes te onderscheiden. Er werd vanuitgegaan om de impact van een leefgebied door een kanaal aanzienlijk is en werd danook dezelfde weging toegekend als voor de hoofdwegen (functieklassen 20 en 30). Ook voor spoorwegen is er slechts een klasas onderscheiden, en is beschouwd als een transportconstructie met relatief lage impact op het leefgebied voor fauna.

Op deze manier is vanuit de transformatiekaart (Fig. 5.20) de eigenlijke barrièrekaart (Fig. 5.28) afgeleid. Op deze signaalkaart voor barrière kunnen de geselecteerde lijnstukken (wegsegmenten met kwetsbaarheidswaarde > 0) gezien worden als locaties met een potentieel barrière-effect (m.b.t. infrastructuur) voor de beschouwde richtsoort.

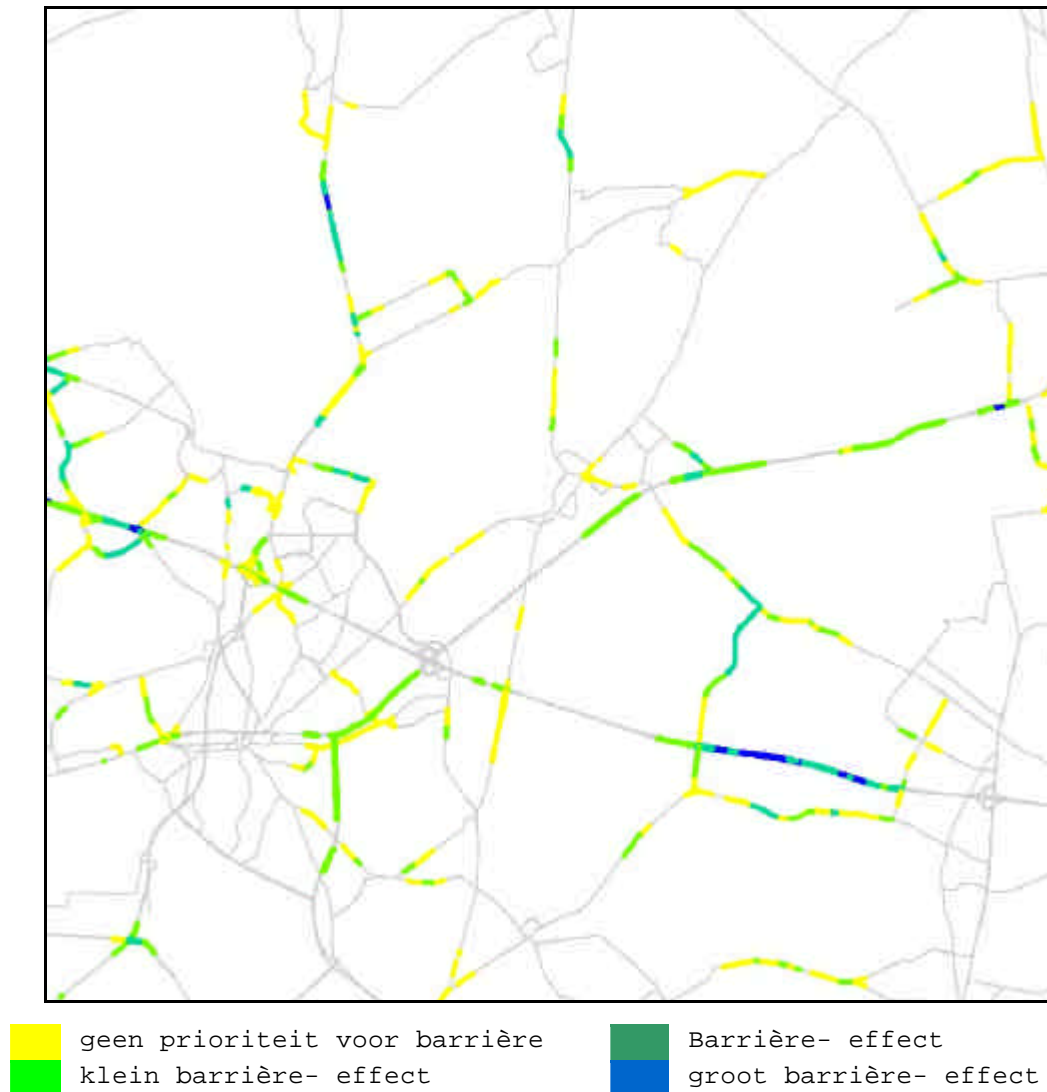


Fig. 5.28: Signaalkaart voor barrière-effect veroorzaakt door lineaire transportinfrastructuur (barrièrekaart)

Op deze manier is er voor elke gekozen richtsoort een signaalkaart naar barrière uitgewerkt. Nu is het mogelijk om die verschillende signaalkaarten te combineren tot een totaalkaart voor de behandelde soorten. Uit deze kaart zullen een aantal locaties naar voren komen die een 'barrière knelpunt' vormen op het wegennet voor de beschouwde soorten.

Het is dan ook de bedoeling om na dit project een prioriteitenatlas van te nemen ontsnipperingsmaatregelen voor fauna op het transportwegennet in Vlaanderen uit te werken. Ook het opstellen van een faunaknelpuntenkaart van waterlopen versus wegen is gepland.

Verder zal getracht worden om een methodologie op te stellen om deze data uit de signaalkaarten voor barrière-effect te implementeren in de wegendatabank, dit in samenwerking met de projectgroep Natuurtechniek. Deze gegevens moeten als aanzet dienen voor een ruimer ontsnipperingsplan ter concretisering van ontsnipperingsmaatregelen op het Vlaamse wegenbestand.

Hierbij is het belangrijk er zich rekenschap van te geven dat 'versnippering' een zeer breed begrip is met vele deelaspecten en die met elkaar interageren. Algemeen kan gezegd worden dat het een proces is van het verbreken van ruimtelijke en functionele entiteiten natuur waardoor het functioneren ervan zal verslechteren.

In dit proces is het barrière-effect slechts 1 - weliswaar een belangrijk, zonet het belangrijkste - van de primaire hoofdeffecten die veroorzaakt worden bij de aanleg van vervoerswegen (naast biotoopverlies, verstoring, verontreiniging, biotoopwijziging en het veroorzaken van verkeersslachtoffers). Verder geeft het ook aanleiding tot een reeks moeilijker te kwantificeren secundaire effecten zoals veranderingen in grondgebruik, bebouwing,... in de nabijheid van de wegen.

Belangrijk is ook dat het effect van transportinfrastructuur op de natuur moet gezien worden in een bredere landschappelijke context (antropocentrisch). Versnippering door infrastructuur leidt steeds tot een vermindering van de 'belevingswaarde' van een landschap, en heeft zo een negatieve impact op de levenskwaliteit van de mens. Landschappen worden minder aantrekkelijk. Dit heeft zijn effect op onder meer recreatiewaarden, psychologisch (on)behagen enz...

Versnippering heeft dus enerzijds te maken met ruimtelijke structuren en de directe (landschappelijke) impact, en is anderzijds nauw gelinkt met vele andere vormen van 'verstoring' (verstoring van grondwaterstromen, lawaaihinder, geluidshinder, ...).

6 Methodologische tekortkomingen

De belangrijkste tekortkomingen van de kwetbaarheidskaarten zijn terug te brengen in een aantal punten:

Als digitale basislaag is de BWK gebruikt en die heeft een reeks beperkingen (DE BLUST et al. 1985; VAN GHELUE, 1993), en dit geldt zeker voor de BWK- versie 1.0 (cfr. §3.2.2).

Slechts een 35% van de basiskaart bestaat uit recente kartering van de BWK waarbij niet alleen de informatie recent is, maar ook de nauwkeurigheid, het aantal karteringseenheden en detailgraad veel hoger is dan in de vroegere BWK-versie (Fig. 3.1);

Er werd bijvoorbeeld geen gebruik gemaakt van de bodemkaart (enkel betrekking op de kaarten van hoofdstuk 5), die eventueel een verfijning of correctie zou kunnen tot stand brengen;

De waarden voor geschiktheidscriteria en gevoeligheidsgetallen voor de verschillende effectgroepen werden arbitrair gekozen en steunde op 'best professional judgement' analyse. Bijgevolg is deze werkwijze zeker voor discussie vatbaar.

De habitatkaarten duiden enkel een potentieel geschikt gebied aan. We kunnen dus van geen enkel gebied dat we als geschikt habitat aanduiden zeker zijn dat de dieren er voorkomen. Wel is het de bedoeling om na dit Vlina-project de methodologie voor het opstellen van habitat- en barrièrekaarten verder uit te werken en te verfijnen. Ook om op een systematische manier puntgegevens van faunaverspreiding (gebiedsdekkend voor Vlaanderen) te verzamelen en in de methodologie te betrekken.

Er zijn veel meer soorten relevant voor een kwetsbaarheidsanalyse m.b.t. barrière dan deze in dit rapport behandeld. Hierbij was de beschikbare digitale informatie een beperkende factor.

Ondanks deze en mogelijk nog andere tekortkomingen die hierboven aangehaald werden, kunnen deze kaarten nuttig en bruikbaar zijn wanneer ze in de juiste context gebruikt worden. Dit zou geen probleem mogen zijn indien men deze tekst doorgelezen heeft. Ook mogen de kaarten opgesteld in de loop van dit project niet gezien worden als een definitief eindprodukt. In de nabije toekomst kunnen deze kaarten bijvoorbeeld bijgewerkt worden met nieuwe basisinformatie (BWK).

7 Link met het beleid

Naast het uitwerken van het eigenlijke Vlina-project - maar wel als een gevolg hiervan - zijn een aantal nevenactiviteiten op te sommen waaraan de mensen die het project uitvoerden meegewerkt hebben. Dit zowel op nationaal als internationaal vlak.

De mensen van het Vlina-project waren betrokken bij de stuurvergaderingen voor de ontsnipperingsprojecten rond de autosnelwegen E19 (ten zuiden en noorden van Antwerpen), E34 en E313.

Er werden goede contacten gelegd met de NTMB-cel (AMINAL) en de projectgroep Natuurtechniek (AWV).

Met de NTMB-cel is o.a. samengewerkt bij het opstellen van een database met de reeds uitgevoerde ontsnipperingsmaatregelen in Vlaanderen.

Ook is gepland om in samenwerking met de cel Natuurtechniek van AWV een prioriteitenatlas voor fauna uit te werken van te nemen ontsnipperingsmaatregelen op het transportwegennetwerk (door middel van integratie van de barrièrekaarten in het databestand van de wegen).

Op internationaal gebied werd er de voorbije jaren meegewerkt aan het management committee van de Europese netwerken IENE en de cost341, en werd Vlaanderen vertegenwoordigd.

IENE (*Infra Ecological Network Europe*) is een Europees netwerk van experts en instellingen die zich bezig houden met de habitatfragmentatie veroorzaakt door de aanleg en het gebruik van transportinfrastructuur. Het doel is om een veilig en ecologisch verantwoord pan-Europees transportnetwerk uit te bouwen. Concreet worden er maatregelen en strategieën aangereikt met als doel de biodiversiteit te behouden en het aantal verkeersslachtoffers bij de mens en fauna te verminderen. Het geeft praktische oplossingen om bij de aanleg en gebruik van transportwegen de impact op natuur te verminderen. IENE wil verder ook een platform zijn voor de kennisoverdracht tussen ecologen, wegenbouwers, planners, beleidsmakers enz. Ook was het de aanvrager van het cost341 project. Vanuit het IN is vervolgens het initiatief genomen om Vlaanderen het voorzitterschap van IENE voor de periode van 2000 tot 2002 op zich te laten nemen. Meer informatie over IENE is te vinden op <http://www.iene.org>

COST (*Cooperation in the Field of Scientific and Technical research*) is een Europees netwerk voor de coördinatie van nationaal gesubsidieerd onderzoek en streeft naar een uitwisseling van informatie op internationale schaal. Binnen de cost341-actie "Habitat Fragmentation due to Linear Transportation Infrastructure" werd Vlaanderen o.a. vertegenwoordigd door de mensen uit het vlina-project.

Concreet werkt elk deelnemend land mee rond een 3-tal actiepunten:

- State of the Art rapport voor elk deelnemend land, waarin een beschrijving gegeven wordt van de huidige stand van zaken (nationaal) qua habitatfragmentatie, mitigerende maatregelen, onderzoek,... ('State of the Art' België (Vlaanderen), 2000). Al de nationale rapporten worden geïntegreerd in een Europees 'State of the Art Report'.
- European Handbook, wat dient als een vademecum bij toekomstige bouwprojecten van transportinfrastructuur.

- Databank, waarin een overzicht gegeven wordt van Europese instelling en
experten terzake, publicaties, technische terminologie, ...
Verdere informatie over COST341 via [http://www.cordis.lu/cost-
transport/home.html](http://www.cordis.lu/cost-transport/home.html)

8 Literatuurlijst

- Aaris-Sorensen, J. (1995) Road-kills of badgers (*Meles meles*) in Denmark. Ann. Zool. Fenn. 32, 31-36.
- Adams, L.W. & Geis, A.D. (1973) Effects of roads on small mammals. J. Appl. Ecol. 20, 403-415.
- Agger, P., Mader, H.J., McDonnell, M., Van Selm, A.J. & Verkaar, H.J. (1991) Strategies in landscape planning - A discussion paper. Ekologia CSFR 10, 438-443.
- Andrews, A. (1990) Fragmentation of habitat by roads and utility corridors: A review. Australian Zoologist 26, 130-141.
- Angold, P.G. (1997) The impact of a road upon adjacent heathland vegetation: Effects on plant species composition. Journal of Applied Ecology 34, 409-417.
- Ashley, E.P. & Robinson, J.T. (1996) Road mortality of amphibians, reptiles and other wildlife on the long point causeway, Lake Erie, Ontario. Can. FieldNat. 110, 403-412.
- Auerbach, N.A., Walker, M.D. & Walker, D.A. (1997) Effects of roadside disturbance on substrate and vegetation properties in arctic tundra. Ecological Applications 7, 218-235.
- Auestad, I., Norderhaug, A. & Austad, I. (1999) Road verges - species-rich habitats. Aspects of Applied Biology 54, 269-274.
- Babisch, W., Ising, H., Gallacher, J.J., Sweetnam, P.M. & Elwood, P.C. (1999) Traffic noise and cardiovascular risk: The caerphilly and speedwell studies, third phase-10-year followup. Archives Of Environmental Health 54, 210-216.
- Bakowski, C. & Kozakiewicz, M. (1988) Effect of forest road on bank vole and yellow-necked mouse populations. Acta Theriol. 33, 345-353.
- Baur, A. & Baur, B. (1990) Are roads barriers to dispersal in land snail *Arianta arbustorum*. Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne de Zoologie 68, 613-617.
- Bauske, B. & Goetz, D. (1993) Effects on de-icing salts on heavy metal mobility. Acta Hydrochimica Et Hydrobiologica 21, 38-42.
- Bauwens, D. & Verheyen, R. F. Aantalsfluktuaties en demografische karakteristieken van een populatie van de Levendbarende hagedis (*Lacerta vivipara*). Resultaten van het onderzoek in 1978. Rapport 11 Veldbiologisch Station Kalmthout. 1979; Kalmthout.
- Bauwens, D. & Claus, K. (1996) Verspreiding van amfibieën en reptielen in Vlaanderen. De Wielewaal Natuurvereniging, Turnhout, 192p.

- Beebee, T.J.C. (1996) Ecology and conservation of amphibians. Conservation biology series, Chapman & Hall, London. viii, 214.
- Bennett, A.F. (1991) Roads, roadsides and wildlife conservation: a review. In: Saunders, D.A. and Hobbs, R.J., (Eds.) Nature conservation 2: The role of corridors, pp. 99-118. Chipping Norton: Surrey Beatty & Sons.
- Berendsen, G. (1986) De Das (*Meles meles* L.) als verkeersslachtoffer. Studentenverslag Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Arnhem.
- Bergkvist, B., Folkesson, L. & Berggren, D. (1989) Fluxes of Cu, Zn, Pb, Cd, Cr, and Ni in temperate forest ecosystems - a literature review. Water Air And Soil Pollution 47, 217-286.
- Bergmann, H.H. (1974) Zur Phänologie und Ökologie des Strassentods des Vögel. Vogelwelt 95, 1-21.
- Bervoets, L. & Schneiders, A. (1988) Onderzoek naar de verspreiding en de typologie van ecologisch waardevolle waterlopen in het Vlaamse Gewest. Deel I: algemene methodologie. AROL/Dienst Water- en Bodembeleid, Brussel. 1988: 19, 13.
- Blair, R.B. (1996) Land use and avian species diversity along an urban gradient. Ecol. Appl. 6, 506-519.
- Blake, D., Hutson, A.M., Racey, P.A., Rydell, J. & Speakman, J.R. (1994) Use of lamplit roads by foraging bats in southern England. Journal Of Zoology 234, 453-462.
- Blaustein, A.R. & Wake, D.B. (1990) Declining amphibian populations: a global phenomenon? TREE 5, 203-204.
- BRICHAU, I. (1995) Naar een integratie van bodem en bwk. Eindverhandeling tot het behalen van de graad van bio-ingenieur (KULeuven)
- Broekhuizen, S., Van 't Hoff, C.A., Maaskamp, F. & Pauwels, T. (1986) Het belang van heggen als geleiding voor migrerende dassen (*Meles meles*). Lutra, 29, 54-65.
- Broekhuizen, S., Müskens, G. & Zwart J. (1989) Verbindingswegen voor dassen en boomarters in de Gelderse vallei. Natuur en milieu, 90, 4-7.
- Broekhuizen, S., Hoekstra, B., van Laar, V., Sleenk, C. & Thissen, J. B. M. (1992) Atlas van de Nederlandse zoogdieren. Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging (KNNV), Utrecht, 1992: 136, 56.
- Broekhuisen, S. & Derckx, H. (1996) Passages for badgers and their efficacy. Z.Jagdwiss. 42, 134-142.
- Bruinderink, G.G., Lammertsma, D. & Hengeveld, R. (1999) Grote zoogdieren en de EHS. Landschap volume 2, 16de jaargang.
- Bugter, R.J.F. & Vos, C.C. (1997) Amfibieën en verkeerswegen, een modelstudie naar het effect van verminderen of compenseren van barrièrewerking. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO), deel 33.

- Burgess, N., Evans, C. & Sorensen, J. (1990) Heathland Management for Nightjars. RSPB Conservation Review nr. 4, 1990.
- Clarke, G.B., White, P.C.L. & Harris, S. (1998) Effects of roads on badger *Meles meles* populations in south-west England. Biol. Conserv. 86, 117-124.
- Clerx, P. M. J. & Broers, J. L. V. Oecologisch onderzoek aan *Lacerta vivipara*, de levendbarende hagedis, in het Oostenrijks hooggebergte. *Lacerta*. 1982; 41:78-84.
- Corporaal, A. (1982). Landschapsecologische posities van de waterspitsmuis (*Neomys fodiens*). *Huid en Haar* 1982: 1-7.
- Cresswell, P., Harris, S., Jefferies, D.J. (1990) The history, distribution, status and habitat requirements of the badger in Britain. Report Nature Conservancy Council, Peterborough. 84p.
- Cresswell, W.J., Harris, S. (1988) Foraging behaviour and home-range utilization in a suburban badger population. *Mammal review* 18: 37-49.
- Criel, D. et al. (1994) Rodelijst van de zoogdieren in Vlaanderen. Administratie Milieu, Natuur en Landinrichting (AMINAL), Brussel, 79p.
- Criel, D. (1996) Een toekomst voor de otter: adviezen voor ecologisch beheer van waterlopen. Otteroverleggroep, Mechelen. Otteroverleggroep, 147p.
- Criel, D. (1997) De das in Vlaanderen: een verhaal in zwart en wit. Bestendige deputatie van de Provincieraad van Limburg, Hasselt, 120p.
- Curatolo, J.A. & Murphy, S.M. (1986) The effect of pipelines, roads, and traffic on the movements of Caribou (*Rangifer tarandus*). *Can. FieldNat.* 100, 218-224.
- Danilkin, A. (1996) Behavioural ecology of siberian and european roe deer. Wildlife ecology and behaviour series. Chapman & Hall, London, xvi, 277p.
- Davies, J.M., Roper, T.J. & Sheperdson, D.J. (1987) Seasonal distribution of road kills in the European badger (*Meles meles*). *J. Zool.*, London. 211: 525-529.
- De Blust, G. et al. (1985) Biologische Waarderingskaart van België. Algemene verklarende tekst, Brussel.
- De Molenaar J.G., Jonkers D.A., Sanders M.E. (2000) Wegverlichting en natuur, Fase III: Lokale invloed van wegverlichting op een gruttopopulatie. Rijkswaterstaat; Dienst weg-en waterbouwkunde (DWW), Delft. Ontsnipperingsreeks deel 38, 98p.
- De Vries, J.G. (1993) Amfibieënbeschermingsmaatregelen bij verkeerswegen: verslag van een seminar. Rijkswaterstaat; Dienst weg-en waterbouwkunde (DWW), Delft, 17p.
- De Vries, H. (1995) Dieren op en langs de weg. Rijkswaterstaat, Dienst Weg-en Waterbouwkunde (DWW), Delft, 144p.

- De Wavrin, H. (1990) L'Engoulevent d'Europe (*Caprimulgus europaeus*) en Wallonie et à Bruxelles. Aves 27 (3) 1990: 137-158.
- Dirkmaat, J. J. (1988) De das in Nederland. Hoogezand: Stubeg, 125p.
- Divellers, P. et al. (1988) Atlas van de Belgische broedvogels. Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen (KBIN), Brussel, 395p.
- Douglass, R.J. (1977) Effects of a winter road on small mammals. J. Appl. Ecol. 14, 827-834.
- Duellman, W.E. & Trueb, L. (1986) Biology of amphibians. Johns Hopkins University Press, Baltimore, 670p.
- Dumay, G. J. M. (1984) Kleine roofdieren: informatie over wezel, hermelijn, bunzing, boommarter, steenmarter, das, vos. Werkgroep Bescherming Kleine Roofdieren, Delft, 106p.
- Econnection (1996) Beschermingsplan voor de das in het zuidelijke deel van de provincie Vlaams-Brabant en het taalgrensgebied.
- Ellenberg, H., Müller, K. & Stottele, T. (1981) Strassen-Ökologie: Auswirkungen von Autobahnen und Strassen auf Ökosysteme deutscher Landschaften. Bonn: Deutsche Strassenliga.
- Ernst, W.O. (1998) Invasion, dispersal and ecology of the South African neophyte (*Senecio inaequidens*) in The Netherlands: from wool alien to railway and road alien. Acta Botanica Neerlandica 47, 131 -151.
- Esseen, P.A., Ehnström, B., Ericsson, L. & Sjöberg, K. (1992) Boreal forests - the focal habitats of Fennoscandia. In: Hansson, L., (Ed.) Ecological principles of nature conservation, pp. 252-325. London: Elsevier Appl. Science.
- Evers, F.H. (1976) Zur Ausbreitung von Streusalzschäden im Innern von Waldbeständen. (in German). Forstw.Cbl. 95, 251-264.
- Fahrig, L., Pediar, J.H., Pope, S.E., Taylor, P.D. & Wegener, J.F. (1995) Effect of road traffic on amphibian density. Biol. Conserv. 73, 177-182.
- Fehlberg, U. (1994) Ökologische Barrierewirkung von Strassen auf wildlebende Säugetiere - ein Tierschutzproblem? Dt. Tierärztl. Wochenschrift 101, 81-132.
- Ferris, C.R. (1979) Effects of Interstate 95 on breeding birds in northern Maine. J. Wildl. Manage. 43, 421- 427.
- Findlay, C.S. & Bourdages, J. (2000) Response time of wetland biodiversity to road construction on adjacent lands. Conservation Biology 14, 86-94.
- Foppen, R.P.B. (1993) Versnippering en landinrichting in Zeeuws-Vlaanderen. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO), deel II, Moerasvogels.

Foppen, R.P.B., Reijnen, R. & de Jong, M. (1999) De planning en het beheer van rietmoerassen. Beleidsevaluatie met behulp van een modelstudie naar de levensvatbaarheid van moerasvogels. Landschap 16/2.

Foppen, R., Reijnen, R. & de Jong, M. (1999) De planning en beheer van rietmoerassen. Landschap 16/2.

Forbes, B.C. (1995) Tundra disturbance studies 3. Short-term effects of aeolian sand and dust, Yamal region, northwest Siberia. Environmental Conservation 22, 335-344.

Forman, R.T.T. (1995) Land mosaics: The ecology of landscapes and regions. Cambridge: Cambridge University Press.

Forman, R.T.T., Friedman, D.S., Fitzhenry, D., Martin, J.D., Chen, A.S. & Alexander, L.E. (1997) Ecological effects of roads: Towards three summary indices and an overview for North America. In: Canters, K., Piepers, A. & Hendriks-Heersma, A., (Eds.) Proceedings of the international conference on "Habitat fragmentation, infrastructure and the role of ecological engineering" Maastricht & DenHague 1995, pp. 40-54. Delft, The Netherlands: Ministry of Transport, Public Works and Water Management, Road and Hydraulic Engineering division.

Forman, R.T.T. (1998) Road ecology: A solution for the giant embracing us. Landscape Ecology 13, iii-v.

Forman, R.T. & Alexander, L.E. (1998) Roads and their major ecological effects. Annual Review Of Ecology And Systematics 29, 207-+.

Forman, R.T. & Deblinger, R.D. (2000) The ecological road-effect zone of a Massachusetts (USA) suburban highway. Conservation Biology 14, 36-46.

Getz, L.L., Cole, F.R. & Gates, D.L. (1978) Interstate roadsides as dispersal routes for *Microtus pennsylvanicus*. J.Mammal. 59, 208-212.

Gjelstrup, P. (1992) Groftekanten. Natur og Museum 31, 1-31.

Gjessing, E., Lygren, E., Berglind, L., Gullbranden, T. & Skanne, R. (1984) Effect of highway runoff on lake water quality. Science of the Total Environment 33, 247-257.

Glitzner, I., Beyerlein, P., Brugger, C., Egermann, F., Paill, W., Schlögel, B. & Tataruch, F. (1999) Anlage- und betriebsbedingte Auswirkungen von Strassen auf die Tierwelt - Literaturstudie. Graz, Austria: MA 22 Naturschutz und Landschaftspflege, Beiträge zum Umweltschutz, Heft 60/99.

Glutz, U.N., Bauer, K. & Bezler, E. (1986) Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden, Band 4, 7, 9 & 11.

Griffiths, R.A. (1996) Newts and salamanders of Europe. T & AD Poyser Natural History, London, xii, 188p.

GrootBruinderink, G.W.T.A. & Hazebroek, E. (1996) Ungulate traffic collisions in Europe. Conserv.Biol. 10, 1059-1067.

- Göransson, G., Karisson, J. & Lindgren, A. (1978) Influence of roads on the surrounding nature. 11. Fauna. Stockholm, Sweden: Swedish Environmental Protection Agency, SNV PM 1069.
- Günther, R. (1996) Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Gustav Fischer Verlag, Jena, 825p.
- Hamilton, R.S. & Harrison, R.M. (1991) Highway pollution: Studies in environmental sciences. Amsterdam: Elsevier.
- Hansen, K. & Jensen, J. (1972) The vegetation on roadsides in Denmark. Dansk Bot.Ark. 28, 1-61.
- Harris, L.D. & Gallagher, P.B. (1989) New initiatives for wildlife conservation. The need for movement corridors. In: Anonymous In defense of wildlife: Preserving communities and corridors, pp. 11-34. Washington.
- Hartwig, D. (1993) Auswertung der durch Wild verursachten Verkehrsunfälle nach der Statistik für Nordrhein-Westfalen. Z.Jagdwiss. 39, 22-33.
- Havlin, J. (1987) On the importance of railway lines for the avifauna in agrocoenoses. Folia zool 36, 345- 358.
- Heijnen, J.H. (1990a) MELES. Een draagkrachtmodel voor de das (*Meles meles* L.). Landinrichting 30, 4: 11-21.
- Helldin, J.O. & Seiler, A. (2001) Effects of roads on the abundance of birds in Swedish forest and farmland. in prep.
- Hill, D. (1992) The impact of noise and artificial light on waterfowl behaviour: a review and synthesis of available literature. Tring, UK: British Trust for Ornithology.
- Hodson, N.L. (1966) A survey of road mortality in mammals (and including data for the grass snake and common frog). J.Zool.Lond. 148, 576-579.
- Hom, C. C., Lina, P. H. C., van Ommering, G., Creemers, R. C. M. & Lenders, H.J.R. (1996) Bedreigde en kwetsbare reptielen en amfibieën in Nederland; toelichting op de rode lijst. Informatie-en Kenniscentrum Natuurbeheer (IKC), Wageningen, 44, nr.25.
- Holsbeek, L., Lefevre, A., Van Gompel, J. & Vantorre, R. (1986) Zoogdiereninventarisatie van Vlaanderen (1976-85). Bijdrage tot de kennis van het voorkomen en de verspreiding van de zoogdieren in het Vlaamse en het Brusselse Gewest, België. JNM, Gent, 116p.
- Hoogeveen, Y. R. (1989a). Dassenbeschermingsplan Limburg. Deel 1: Knelpuntenanalyse en beschermingsvoorstellen. Consulentenschap Natuur, Milieu en Faunabeheer, Roermond, 88p.
- Hoogeveen, Y. R. (1989b). Dassenbeschermingsplan Limburg. Deel 2: figuren en bijlagen. Consulentenschap Natuur, Milieu en Faunabeheer, Roermond.
- Huijser, M.P., Bergers, P.J.M. & De Vries, J.G. (1998a) Hedgehog traffic victims: how to quantify effects on the population level and the prospects for mitigation. In: Evink, G.L., Garrett, P., Zeigler, D. and Berry, J.,

(Eds.) Proceedings of the International Conference on Wildlife Ecology and Transportation., pp. 171-180. Tallahassee, Florida: Florida Department of Transportation, FL-ER-69-98.

Ihse, M. (1995) Swedish agricultural landscapes - patterns and changes during the last 50 years, studied by aerial photos. *Landscape and Urban Planning* 31, 21-37.

Illner, H. (1992) Effect of roads with heavy traffic on Grey partridge (*Perdix perdix*) density. *Gibier Faune Sauvage* 9, 467-480.

Jedicke, E. (1994) *Biotopverbund - Grundlagen und Massnahmen einer neuen Naturschutzstrategie*. 2. Auflage. Stuttgart, Germany: Eugen Ulmer Verlag GmbH & Co.

JNM (1997) Voorlopige atlas zoogdieren Vlaanderen. *Euglena*, Gent, 16(6) 40p.

Job, R.S. (1996) The influence of subjective reactions to noise on health effects of the noise. *Environment International* 22, 93-104.

Joule, J. & Cameron, G.N. (1974) Field estimation of demographic parameters: influence of *Sigmodon hispidus* population structure. *J.Mammal.* 55, 309-318.

Junker-Bornholdt, R., Wagner, M., Zimmermann, M., Simonis, S., Schmidt, K.H. & Wiltschko, W. (1998) The impact of a motorway in construction and after opening to traffic on the breeding biology of Great Tit (*Parus major*) and Blue Tit (*Parus caeruleus*). *Journal Fur Ornithologie* 139, 131-139.

Kalkhoven, J. T. R., Van Apeldoorn, R. C. & Foppen, R. P. B. (1995) Fauna en natuurdoeltypen: minimumoppervlakte voor kernpopulaties van doelsoorten zoogdieren en vogels. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO), Wageningen, 134, 193p.

Kleef, H. L. (1998) Nieuwe mogelijkheden voor onderzoek van de boomarter in Nederland. *De Levende Natuur*, 180-184.

Klein, D.R. (1971) Reaction of reindeer to obstructions and disturbances. *Science* 173, 393-398.

Kruuk, H. & Conroy, J.W.H. (1991) Mortality of otters (*Lutra lutra*) in Shetland. *Journal of Applied Ecology* 28, 83-94.

Kuijken E. (red.) (1999) *Natuurrapport 1999. Toestand van de natuur in Vlaanderen: cijfers voor het beleid*. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud 6, Brussel.

Kuitunen, M., Rossi, E. & Stenroos, A. (1998) Do highways influence density of land birds? *Environmental Management* 22, 297-302.

Kuiters, A. T., Groot Bruinderink, G. W. T. A. & de Jong, C. B. (1996) De dieetkeus van damhert, ree en enkele andere herbivoren in de duinen van Zuid-Kennemerland. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO), Wageningen, 53, 226p.

Kruizinga, D. (1961) Onderzoek naar de ecologie, home range en populatiedichtheid van de das (*Meles meles* L.). Doctoraal onderzoek R.U. Leiden.

Kruuk, H. & Parish, T. (1982) Factors affecting population density, group size and territory size of the European badger (*Meles meles*). J. Zool, London, 196: 31-39.

Lange, R., Twisk, P., van Winden, A. & van Diepenbeek, A. (1994) Zoogdieren van West-Europa. Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging (KNNV), Utrecht, 400p. Veldgids, 8.

Lankester, K. (1989) Effecten van habitatversnippering voor de das (*Meles meles*): een modelbenadering. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, 101, 89/13.

Laursen, K. (1981) Birds on roadside verges and the effect of mowing on frequency and distribution. Biol. Conserv. 20, 59-68.

Lines, J.A., Lee, S.R. & Stiles, M.A. (1994) Noise in the countryside. Journal Of Agricultural Engineering Research 57, 251-261.

Loney, B. & Hobbs, R.J. (1991) Management of vegetation corridors: maintenance, rehabilitation and establishment. In: Saunders, D.A. and Hobbs, R.J., (Eds.) Nature conservation 2. The role of corridors, pp. 299-311. Chipping Norton: Surrey Beatty & Sons.

Lenders, A. (1985) Het voorkomen van de hamster *Cricetus cricetus* (L. 1758) in relatie tot bodemtextuur en bodemtype. Lutra: vol. 28: 71-94.

Mace, R.D., Waller, J.S., Manley, T.L., Lyon, L.J. & Zuuring, H. (1996) Relationships among grizzly bears, roads and habitat in the Swan Mountains, Montana. J. Appl. Ecol. 33, 1395-1404.

Mader, H.J., Krause, A. & Brandes, D. (1983) Zur Tier undpflanzenwelt an Verkehrswegen. Sonderheft 4 der Dokumentation für Umweltschutz und Landschaftspflege. Bonn-Bad Godesberg, Germany: Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie.

Mader, H.J. (1984) Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. Biol. Conserv. 29, 81-96.

Mader H.-J. (1985) Direkte und indirekte Einflüsse des Strassennetzes auf die freilebende Tierwelt (Wirbeltiere und Wirbellose) und auf die Populationsdynamik. In: Routes et Faune Sauvage. Actes de colloque. Conseil de l'Europe, Strasbourg.

Mader, H.J. (1987) Direkte und indirekte einflüsse des Strassennetzes auf die freilebende tierwelt und auf die Populationsdynamik. In: Bernard, J.-M., Lansiaart, M., Kempf, C. and Tille, M., (Eds.) Actes du colloques "Route et fauna sauvage". Strasbourg, 1985, pp. 19-29. Colmar, France.: Ministère de l'Équipement, du Logement, de l'Aménagement du Territoire et des Transports.

Mader, H.J. (1988) The significance of paved agricultural roads as barriers to ground dwelling arthropods. In: Schreiber, K.F., (Ed.) Connectivity in landscape ecology. Proceedings of the 2nd international seminar of the

"International association for landscape ecology", pp. 97-100. Münster, Germany.: Münstersche Geographische Arbeiten 29.

Mader, H.J., Schell, C. & Kornacker, P. (1990) Linear barriers to arthropod movements in the landscape. *Biol. Conserv.* 54, 209-222.

Madsen, J. (1985) Impact of disturbance on field utilization of pink-footed geese in West Jutland, Denmark. *Biol. Conserv.* 33, 53-64.

McLellan, B.N. & Schackleton, D.M. (1988) Grizzly bears and resource extraction industries: effects of roads on behaviour, habitat use, and demography. *J. Appl. Ecol.* 25, 451-460.

Melman, P.J.M. & Verkaar, H.J. (1991) Layout and management of herbaceous vegetation in road sides. In: van Bohemen, H.D., Buizer, D.A.G. and Littel, D., (Eds.) *Nature engineering and civil engineering works*, pp. 62-78. Wageningen, The Netherlands: Pudoc.

Merriam, G., Kozakiewicz, M., Tsuchiya, E. & Hawley, K. (1989) Barriers as boundaries for metapopulations and demes of *Peromyscus leucopus* in farm landscapes. *Landscape Ecology* 2, 227- 235.

Metsu, I. & Van Den Berghe, K. (1987) De otter in Vlaanderen. Rapport 2: Evolutie van het bestand van de otter *Lutra lutra* l. in Vlaanderen en aangrenzende gebieden. Nationale Campagne Bescherming Roofdieren, Gavere, 39p.

Meunier, F.D., Verheyden, C. & Jouventin, P. (1999) Bird communities of highway verges: Influence of adjacent habitat and roadside management. *Acta Oecologica International Journal Of Ecology* 20, 1-13.

Morel G.A. & Specken B.P.M. (1992) Versnippering van de ecologische hoofdstructuur door de weginfrastructuur. Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Delft.

Mulder J.L. (1996) Egels en auto's : een literatuurstudie. Vereniging voor Zoogdierkunde en Zoogdierbescherming, Utrecht.

Müller, S. & Berthoud, G. (1997) Fauna and traffic safety. Lausanne, CH: LAVOC.

Muskens, G. J. D. M. & Broekhuizen, S. (1993) Migratie bij Nederlandse dassen *Meles meles* (L., 1758). Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO), Wageningen, 32p.

Muskett, C.J. & Jones, M.P. (1980) the dispersal of lead, cadmium and nickel from motor vehicles and effects on roadside invertebrate macrofauna. *Environmental Pollution* 23, 231-242.

Nagels, K. & Verheyen R.F. (1995) Methodology, focalization, evaluation and scope of environmental impact assessment. Third report, evaluation of public participation in EIA, Wilrijk, xiii, no. 207, 211p

Neal, E. & Cheeseman, C. (1996) Badgers. T & AD Poyser Ltd, London, 271p.

Newmark, W.D., Boshe, J.l., Sariko, H.l. & Makumbule, G.K. (1996) Effects of a highway on large mammals in Mikumi National Park, Tanzania. *African Journal Of ecology* 34, 15-31.

Niering, W.A. & Goodwin, R.H. (1974) Creation of relatively stable shrublands with herbicides: arresting "succession" on right-of-way and pasture land. *Ecology* 55, 784-795.

Niethammer, J. & Krapp, F. (1982) *Handbuch der Säugetiere Europas. Band 2/I (Nagetiere II): Rodentia II (Cricetidae, Arvicolidae, Zapodidae, Spalacidae, Hystericidae, Capromyidae)*. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden, 649p.

Niethammer, J. & Krapp, F. (1986) *Handbuch der Säugetiere Europas. Band 2/II: Paarhufer-Artiodactyla (Suidae, Cervidae, Bovidae)*. Aula-Verlag, Wiesbaden, 462p.

Niethammer, J. & Krapp, F. (1990) *Handbuch der Säugetiere Europa. Band 3/I Insektenfresser-Insektivora, Herrentieren-Primates*. Aula-Verlag, Wiesbaden, 523p.

Nieuwenhuizen, W. & van Apeldoorn, R.C. (1995) De mogelijke verstoring van eekhoorns door verkeer: een oriënterend onderzoek. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO), Project Versnippering, deel 25.

Norris, K., Cook, T., O'Down, O. & Durdin, C. (1997) The density of redshank *Tringa totanus* breeding on the salt-mashes of the Wash in relation to habitat and its grazing management. *Journal of Applied Ecology* 1997, 34, 999- 1013.

OECD (1994) *Environmental impact of roads*. Paris, France: Road Transport research, Organisation for Economic Co-operation and development, OECD Scientific Expert Group.

Oord J.G. (1995) *Handreiking maatregelen voor de fauna langs weg en water*. Rijkswaterstaat Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Delft.

Oxley, D.J., Fenton, M.B. and Carmody, G.R. (1974) The effects of roads on populations of small mammals. *J. Appl. Ecol.* 11, 51-59.

Paelinckx D. et al. (1991) *De GIS database Biologische Waarderingskaart voor Vlaanderen : opbouw en toepassingsmogelijkheden*, FLAGIS.

Parent, G. H. (1987) *Herpetologische bibliografie voor België en Luxemburg*. Jeugdbond voor Natuurstudie en Milieubescherming, Gent, 132p.

Pelzers, E. & Van Der Reest, P.J. (1984) Over de invloed van reliëf en vegetatie op het voorkomen van *Cricetus cricetus* (L. 1758). *Lutra*: vol. 27: 157-16.

Peymen, J. (1997) *Haalbaarheidsmer: ontwikkeling van de kwetsbaarheidsmethodiek t.b.v. een ArcMer-applicatie*. Universitaire Instelling Antwerpen, Antwerpen.

- Przybilski, Z. (1979) The effects of automobile exhaust gases on the arthropods of cultivated plants, meadows and orchards. *Environmental Pollution* 19, 157-61.
- Putman, R. (1988) *The Natural History of Deer*. Christopher Helm, London, 191p.
- Reh, W. & Seitz, A. (1990) The influence of land use on the genetic structure of populations of the common frog (*Rana temporaria*). *Biol.Conserv.* 54, 239-249.
- Reck, H. & Kaule, G. (1993) *Strassen und Lebensräume: Ermittlung und Beurteilung strassenbedingter, Auswirkungen auf Pflanzen, Tiere und ihre Lebensräume*. Bonn-Bad Godesberg, Germany: Bundesministerium für Verkehr, Abteilung Strassenbau.
- Reichelt, G. (1979) Landschaftsverlust durch Strassenbau. (Loss of landscapes due to road construction). *Natur und Landschaft* 54, 335-338.
- Reicholf, J.v. & Esser, J. (1981) Daten zur Mortalität des Igels (*Erinaceus europaeus*) verursacht durch den Strassenverkehr. *Z. Säugetierkd.* 46, 216-222.
- Reijnen, M.J.S.M. & Foppen, R.P.B. (1991a) Effect van wegen met autoverkeer op de dichtheid van broedvogels. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO).
- Reijnen, M.J.S.M. & Foppen, R.P.B. (1991b) Effect van wegen met autoverkeer op de dichtheid van broedvogels. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO).
- Reijnen, M.J.S.M., Veenbaas, G. & Foppen, R.P.B. (1992) Het voorspellen van het effect van snelverkeer op broedvogelpopulaties. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO).
- Reijnen, R. & Foppen, R. (1994) The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. 1. Evidence of reduced habitat quality for willow warblers (*Phylloscopus trochilus*) breeding close to a highway. *J. Appl. Ecol.* 31, 85-94.
- Reijnen, M., Veenbaas, G. & Foppen, R. (1995a) Predicting the effects of motorway traffic on breeding bird populations. Delft, The Netherlands: Road and Hydraulic Engineering Division and DLO-Institute for Forestry and Nature Research, P-DWW-95-736.
- Reijnen, R. & Foppen, R. (1995b) The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. 4. Influence of population size on the reduction of density close to a highway. *J.Appl.Ecol.* 32, 481-491.
- Reijnen, R., Foppen, R., Terbraak, C.J. & Thiessen, J. (1995c) The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. 3. Reduction of density in relation to the proximity of main roads. *J. Appl. Ecol.* 32, 187-202.

Reijnen, R., Foppen, R. & Veenbaas, G. (1997) Disturbance by traffic of breeding birds: Evaluation of the effect and considerations in planning and managing road corridors. *Biodiversity and Conservation* 6, 567-581.

Reitsma, J. M. (1992) Habitat- en corridorfunctie van oevers voor fauna. Rijkswaterstaat, Dienst Weg- en Waterbouwkunde (DWW), Delft, 110p.

Rice, P.J., Anderson, T.A. & Coats, J.R. (1997) Evaluation of the use of vegetation for reducing the environmental impact of deicing agents. *Phytoremediation Of Soil And Water Contaminants* 664, 162- 176.

Rodts, J., Holsbeek, L. & Muyltermans, S. (1998) Dieren onder onze wielen: fauna en wegverkeer. VUB-press, Brussel, 190p.

Romin, L.A. & Bissonette, J.A. (1996) Deer-vehicle collisions: Status of state monitoring activities and mitigation efforts. *Wildlife Society Bulletin* 24, 276-283.

Rost, G.R. & Bailey, J.A. (1979) Distribution of mule deer and elk in relation to roads. *J. Wildl. Manage.* 43, 634-641.

Rydell, J. (1992) Exploitation of insects around streetlamps by bats in Sweden. *Functional Ecology* 6, 744-750.

Santelmann, M.V. & Gorham, E. (1988) The influence of airborne road dust on the chemistry of Phagnum mosses. *Journal of ecology* 76, 1219-1231.

Scanlon, P.F. (1991) Effects of highway pollutants upon terrestrial ecosystems. In: Hamilton, R.S. and Harrison, R.M., (Eds.) *Highway pollution. Studies in environmental sciences*, pp. 281-338. Amsterdam: Elsevier.

Schops, I. (1999) Amfibieën en reptielen in Limburg. Verspreiding, bescherming en herkenning. Overpelt: Provinciaal Natuurcentrum (PNC), Overpelt, 201p.

Sjögren-Gulve, P. (1994) Distribution and extinction patterns within a northern metapopulation of the pool frog, *Rana lessonae*. *Ecology* 75, 1357-1367.

Sjölund, A., Eriksson, O., Persson, T. & Hammarqvist, J. (1999) Vägkantsfloran. Borlänge, Sweden: Swedish National Road Administration, Publ. 1999:40.

Shaw, E.G. (1996) Noise environments outdoors and the effects of community noise exposure. *Noise Control Engineering Journal* 44, 109-119.

SNRA (1980) Final report of the project on wildlife-vehicle accidents. (in Swedish: Viltolychprojektets (VIOL) slutrapport). Borlänge, Sweden: Swedish National Road Administration, TUI46: 1980-05.

Soulé, M.E. (1987) Viable populations for conservation. Cambridge: Cambridge University Press.

Spellerberg, I.F. (1998) Ecological effects of roads and traffic: a literature review. *Global Ecology And Biogeography Letters* 7, 317-333.

Stansfeld, S.A., Sharp, D.S., Gallacher, J. & Babisch, W. (1993) Road traffic noise, noise sensitivity and psychological disorder. *Psychological Medicine* 23, 977-985.

Stubbe, M. (1993) Monitoring Fishotter - Grundlagen zum überregionalen Management einer bedrohten Säugetierart in Deutschland. In: Anonymous *Tiere im Konflikt 1, Fischotter Monitoring 1985- 1991.*, pp. 3-10. Halle-Wittenberg: Martin-Luther Universität.

Stumpel, A.H.P. & Siepel, H. (1993) Naar meetnetten voor reptielen en amfibieën. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO). Rapport33, 104p.

Svensson, A.M. & Rydell, J. (1998) Mercury vapour lamps interfere with the bat defence of tympanate moths (Operophtera spp.; Geometridae). *Animal Behaviour* 55, 223-226.

Swihart, R.K. & Slade, N.A. (1984) Road crossing in *Sigmodon hispidus* and *Microtus ochrogaster*. *J.Mammal.* 65, 357-360.

Sykora K.V., De Nijs L.J. & Pelsma T.A. (1993) *Platengemeenschappen van de Nederlandse wegbermen.* Stichting Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht.

Tamis, W. L. M., Müskens, G. J. D. M., Canters, K. J. & Van 't Zelfde, M. (1998) Potentieel voortplantingsgebied van de boommarter op basis van actuele verspreidingsgegevens. *De Levende Natuur*, 175-179.

Thiel, R.T. (1985) Relationship between road densities and wolf habitat suitability in Wisconsin. *Am. Midl. Nat.* 113, 404-407.

Thielcke, G., Herrn, C.-P., Hutter, C.-P. & Schreiber, R.L. (1983) *Rettet die Frösche. Amphibien in Deutschland, Österreich und der Schweiz.* Stuttgart, Germany: Pro Natur.

Trombulak, S.C. & Frissell, C.A. (2000) Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology* 14, 18-30.

Tucker, G.M. & Heath, M.F. (1994) *Birds in Europe. Their conservation status.* Birdlife conservation. Birdlife International, Cambridge. Series No.3, 600p.

Tyser, R.W. & Worley, C.A. (1992) Alien flora in grasslands adjacent to road and trail corridors in Glacier National-park, Montana (USA). *Conservation Biology* 6, 253-262.

Ujvari, M., Baagoe, H.J. & Madsen, A.B. (1998) Effectiveness of wildlife warning reflectors in reducing deer- vehicle collisions: A behavioral study. *Journal of Wildlife Management* 62, 1094-1099.

Van Apeldoorn, R.C. & Kalkhoven, J. (1991) *De relatie tussen zoogdieren en infrastructuur: de effecten van habitatfragmentatie en verstoring.* Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Project Onsnippering 2, 160p.

Van Apeldoorn, R. C. & Nieuwenhuizen, W. (1998) Overlevingsplan Hamster (*Cricetus cricetus*): Analyse van knelpunten, oplossingsinrichtingen en voorwaarden voor een duurzame toekomst in Limburg. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO), Wageningen, 120, 380p.

Van Bemme, A.C. & Voeselek, L.A.C.J. (1984) The home range of *Neomys fodiens* (Pennant, 1771) in the Netherlands. *Lutra* vol. 27, 148-153.

van der Sluijs, J. & van Bohemen, H.D. (1991) Green elements of civil engineering works and their (potential) ecological importance. In: van Bohemen, H.D., Buizer, D.A.G. and Littel, D., (Eds.) *Nature engineering and Civil Engineering Works*, pp. 21-32. Wageningen, The Netherlands: PUDOC.

Van der Sluis, T. & Vos, C.C. (1996) Amfibieën en verkeerswegen, een patroonanalyse in Gelderland en Noord-Brabant. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO), deel 28, 115p.

van der Zande, A.N., ter Keurs, W.J. & van der Weijden, W.J. (1980) The impact of roads on the densities of four bird species in an open field habitat - evidence of a long-distance effect. *Biol. Conserv.* 15, 299- 321.

van der Zee, F.F., Wiertz, J., Terbraak, C.J. & van Apeldoorn, R.C. (1992) Landscape change as a possible cause of the badger *Meles meles* L. decline in the Netherlands. *Biol. Conserv.* 61, 17-22.

Van Gelder, J.J. (1973) A quantitative approach to the mortality resulting from traffic in a population of *Bufo bufo*. *Oecologia* 13, 93-95.

Vangent, H.A. & Rietveld, P. (1993) Road transport and the environment in Europe. *Science of the Total Environment* 129, 205-218.

Van Herwaarden, G. J. (1987) Natuurtechnische mogelijkheden voor landinrichtingsprojecten. Deel 3: De das. Landinrichtingsdienst, Utrecht, 30, 178p.

Vandelannoote, A., Yseboodt, R. & Coeck, J. et al. (1998) Atlas van de Vlaamse beek- en riviervissen. WEL, Wijnegem, 303p.

Van Ghelue P., Declerck K., De Blust G., Paelinckx D. & Kuijken E. (1993) Aanzet tot een landschapsecologisch model (RELEM) voor het gebruik in landinrichting, met enkele praktijkvoorbeelden voor het pilotlandinrichtingsproject Noordoost-Limburg. Instituut voor Natuurbehoud.

Van Straaten D., Paelinckx D. & Van Tilborgh T. (1993) GIS en natuuronderzoek in Vlaanderen. GIS en leefmilieu. Notulen van de studiedag op 17 juni 1993.

Veelenturf P.W.M. (1987) Landschapsecologische kartering van Nederland. Een inventarisatie van de landschapsecologische gesteldheid van Nederland en operationalisering van ecologische basisgegevens in de nationale ruimtelijke planning. Studierapporten Rijksplanologische Dienst, 's Gravenhage.

- Veen, J. (1973) De verstoring van weidevogelpopulaties. Stedeb. en Volkshuisv. 53, 16-26.
- Verboom, J. (1994) Een modelstudie naar de effecten van infrastructuur op dispersiebewegingen van dieren. Delft: Rijkswaterstaat; Dienst weg-en waterbouwkunde (DWW), Delft. Project vernippering deel 23, 52p.
- Verboom, J., Luttikhuisen, P.C. & Kalkhoven, J.T.R. (1997) Minimumarealen voor dieren in duurzame populatienetwerken. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO). Rapport 49, 259p.
- Verkaar, H.J. (1988) The possible role of road verges and river dikes as corridors for the exchange of plant species between natural habitats. In: Schreiber, K.F., (Ed.). Connectivity in landscape ecology. Proceedings of the 2 international seminar of the "International association for landscape ecology pp. 79-84. Münster, Germany: Münstersche Geographische Arbeiten 29.
- Vestjens, W.J.M. (1973) Wildlife mortality on a road in New South Wales. Emu 73, 107-112.
- Vlaamse Milieumaatschappij (1994) Leren om te keren. Milieu- en Natuurrapport Vlaanderen. Leuven/Apeldoorn.
- Voisin, C. (1991) The Herons of Europe. T & AD Poyser, London, 364p.
- Vos, C.C. & Chardon, J.P. (1994) Herpetofauna en verkeerswegen; een literatuurstudie. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO), Wageningen. Project vernippering, 24, 104p.
- Vos, C.C. & Chardon, J.P. (1998) Effects of habitat fragmentation and road density on the distribution pattern of the moor frog *Rana arvalis*. Journal of Applied Ecology 35, 44-56.
- Wauters, L. & Dhondt, A.A. (1986) Dichtheid en home-ranges van een populatie eekhoorns *Sciurus vulgaris* L. in België. Lutra, vol. 29.
- Way, J.M. (1977) Roadside verges and conservation in Britain: a review. Biol. Conserv. 12, 65-74.
- Warner, R.E. (1992) Nest ecology of grassland Passerines on road right-of-ways in central Illinois. Biol. Conserv. 59, 1-7.
- Wiertz, J. (1991) De dassenpopulatie in Nederland 1960-1990. Rijksinstituut voor Natuurbeheer; 78, 91/6.
- Wilkins, K. (1982) Highways as barriers to rodent dispersal. Southwest.Nat 37, 459-460.

9 Bijlagen

9.1 Bijlage 1: Overzicht van de methodologie voor de evaluatie van structuurkenmerken, waterkwaliteit en visfauna

(BERVOETS & SCHEIDERS, 1990a)

9.1.1 Structuurevaluatie voor beken en rivieren

Scoresysteem voor de karakteristieken: meandering, stroomkuilenpatroon, aan-/afwezigheid van holle oevers

+2	het kenmerk is natuurlijk
+1	het kenmerk is aanwezig
0	het kenmerk is zwak ontwikkeld
-1	het kenmerk is afwezig
-2	het kenmerk is afwezig en kan zich niet spontaan opnieuw ontwikkelen

Globale evaluatie van de structuurkenmerken (de scores van de 3 kenmerken worden opgeteld)

SCORE	KLEUR	waarde	Evaluatie
1	blauw	5 - 6	zeer waardevol
2	groen	3 - 4	Waardevol
3	geel	0 - 2	Matig
4	oranje	-3 - -1	Zwak
5	rood	-6 - -4	zeer zwak

9.1.2 Structuurevaluatie voor kunstmatige watergangen

SCORE	KLEUR	Bespreking	Evaluatie
1	blauw	oevers niet gefixeerd, met variabele oeverbreedte en/of aanwezigheid van plasbermen of terrastaluds	zeer waardevol
2	groen	oevers niet gefixeerd, uniforme waterloopbreedte	waardevol
3	geel	oevers gefixeerd met hout, door erosie en verval zijn plasbermen ontstaan of oevers gefixeerd met niet natuurlijke maar doorgroeibare materialen, volledig overgroeid tot in de bedding	matig
4	oranje	oevers gefixeerd met hout of oevers gefixeerd met niet natuurlijke maar doorgroeibare materialen (b.v. grasbetontegels, schanskorven,...)	zwak
5	rood	oevers gefixeerd met niet natuurlijke, niet doorgroeibare materialen (b.v. beton, ijzer, plastic,...)	zeer zwak

9.1.3 Structuurevaluatie voor getijrivieren

SCORE	KLEUR	Bespreking breedte slikken en schorren en type oeververstevinging	Evaluatie
1	blauw	slik en/of schor > 25m; geen oeververstevinging aanwezig of	zeer waardevol
		slik en schor > 25m; doorgroeibare oeververstevinging aanwezig	
2	groen	slik of schor > 25m; doorgroeibare oeververstevinging aanwezig of	waardevol
		slik en schor 5-25m; indien oeververstevinging aanwezig is deze doorgroeibaar	
3	Geel	slik of schor 5-25m; indien oeververstevinging aanwezig is deze doorgroeibaar	matig
		slik en schor 0- 5m; indien oeververstevinging aanwezig is deze doorgroeibaar	
4	oranje	slik of schor 0-5m; indien oeververstevinging aanwezig is deze doorgroeibaar	zwak
		geen slik of schor; indien oeververstevinging aanwezig is deze doorgroeibaar	
5	Rood	geen slik of schor; niet doorgroeibare oeververstevinging aanwezig	zeer zwak

9.1.4 Globale evaluatie van de waterkwaliteit

SCORE	KLEUR	BBI	CI	Max. BZV	Evaluatie
1	blauw	9-10	3.0-4.5	<= 3.0	zeer zuiver
2	groen	7-8	4.6-7.5	3.1-6.0	zuiver
3	geel	6-5	7.6-10.5	6.1-9.0	licht verontreinigd
4	oranje	4-3	10.6-13.5	9.1-15.0	verontreinigd
5	rood	2-1	13.6-15	> 15.0	zwaar verontreinigd

BBI=Belgische Biotische Index

CI=Chemische Index

BZV=Biologisch Zuurstofverbruik

9.1.5 Actuele ecologische waarde

SCORE	KLEUR	score waterkwaliteit	Score structuur
1	blauw	1 of 2	1 of 2
2	groen	1 of 2	3 of 4 of 5
3	Geel	3	1 of 2
4	oranje	3	3 of 4 of 5
5	Rood	4 of 5	1 of 2
6	bruin	4 of 5	3 of 4 of 5

9.2 Bijlage 2: Overzicht van de onderscheiden types met morfometrische en fysisch-chemische kenmerken

Kenmerk	Beken (zand-, zandleem-, leemstreek)				Beken (zandstreek Kempen +		Rivieren		Getijderivieren		Stilstaande + k
	Bronbeken	Klein	Groot	Rivier	Klein	Groot	Grote	Maas	Zoet	Brak	Zoet
Breedte (m)	< 2	< 3	3-okt	okt-25	< 5	mei-15	20 - 80	> 50	5 - 350	-	> 1
Breedte oever (m)	< 4	< 6	< 15	< 40	< 7,5	< 20	< 100	-			> 2
Diepte (m)	< 0,25	< 1	< 1,5	< 2,5	< 0,75	< 1,5	< 5	> 0,50	> 1	> 10	0,10 - 3,00
Hoogte oevers (m)	< 2	< 2,5	< 3	< 3	< 2	< 2,5	< 8	< 10	> 3	> 15	< 5
Verval (%)	> 1	< 1	< 0,8	< 0,2	< 0,6	< 0,2	< 0,1	0,05	< 0,03	0	< 0,02
PH	7,0 - 8,5	7,0 - 8,5	7,0 - 8,0	7,0 - 8,0	6,0 - 7,5	6,0 - 7,5	7,5 - 8,0	7,0 -	7,0 - 8,5	> 8,00	7,5 - 8,0
Geleidbaarheid (µS/cm)	< 700	< 700	< 800	< 1000	< 500	< 650	< 1000	< 700	< 1000	1000 -	< 1500
Alkaliniteit (mg)	50 - 400	> 100	> 100	> 100	< 100	< 100	> 100	> 150	> 100	> 150	> 100
Ca (mg/l)	40 - 120	> 50	> 50	> 50	< 50	< 50	> 50	> 50	> 50	> 100	> 50
Fe (mg/l)	< 1,5	< 1,5	< 1,5	< 1,5	0,5 - 4,0	0,5 - 4,0	0,2 - 2,0	< 0,2			0,1 - 2,0
Zuurstof (mg/l)	> 10	> 10	> 8	> 8	> 10	> 8	> 8	> 8	> 8	> 8	> 10
BOD (mg O ₂ /l)	< 4	< 5	< 6	< 6	< 4	< 6	> 6	< 5	< 6	< 6	< 5
PO ₄ (mg P/l)	< 0,1	< 0,2	< 0,2	< 0,3	< 0,1	< 0,1	< 0,3	< 0,2	< 0,3	< 0,3	< 0,05
NO ₃ (mg N/l)	< 5	< 6	< 6	< 6	< 5	< 5	< 7	< 6	< 7	< 7	< 6
NO ₂ (mgN/l)	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03
NH ₄ (mg N/l)	< 0,1	< 0,2	< 0,2	< 0,5	< 0,2	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Typevoorbeeld	Kapittelbeek Sassegembeek	Molenbeek (Zwalm) Molenbeek Markebeek	Grote	Dijle	Zwarte	Grote Nete (Meerhout)	Leie	Maas	Durme	Schelde	Boezingegrac

9.3 Bijlage 3: De eenheden van de bwk

Beschrijving van de bestaande karteringseenheden. Hierbij werden alle eenheden opgenomen van zowel de eerste als de tweede en derde versie gezien deze eenheden in de kwetsbaarheidkaarten gecombineerd voorkomen.

ecotoop	beschrijving
?	
??	
A	Stilstaand-traagstromend water; plas, vijver
A	
Ab	
Abi	Gewone zilverspar
Abi	
acer	esdoorn
Acer	
ad	bezinkingsbekken
Ad	
Ad-	
Ad+	
ae	eutrofe plas
Ae	
Ae-	
Ae+	
Aer	recente, eutrofe plas
aer	
Aer-	
Aer+	
aes	paardekastanje
Aes	
aev	eutrofe plas met slibrijke bodem
Aev	
Aev-	
Aev+	
Ah	Min of meer brakke plas
Ah-	
Ah+	
alng	Zwarte Els
Alng	
Alni	Witte Els
alni	
Am	
Ao	oligotroof tot mesotroof water
ao	
Ao-	
Ao+	
aom	mesotrofe plas, mesotroof ven
Aom	
Aom-	
Aom+	
aoo	oligotrofe plas, oligotroof ven
Aoo	
Aoo-	
aoo+	
Aoo+	(dus echt oligotroof!)

ap	diep of zeer diep water
Ap	
Ap-	
Ap+	
apo	diep water met zachthellende oever met vegetatie
Apo	
Apo-	
Apo+	
App	diep water met steile vegetatieloze oevers
app	
App-	
App+	
b	akker
B	
B-	
Bb	
Bc	Akker op krijtbodem
Bc-	
Bc+	
bet	berk
Bet	
Bg	Akker op zure, stenige leem met silicaatrots
Bg-	
Bg+	
Bk	Akker op kalkrijke stenige leem
Bk-	
Bk+	
Bl	Akker op lemige bodem
Bl-	
Bl+	
Bp	
Bs	Akker op zandige bodem
Bs-	
Bs+	
Bu	Akker op kleiige bodem
Bu-	
Bu+	
bux	Palmboompje
Bux	
Bx	
C	Heiden
C-	
car	Haagbeuk
Car	
cas	Tamme kastanje
Cas	
cd	gedegradeerde heide met dominantie van Bochtige smele
Cd	
Cd-	
Cd+	
Cdb	door Bochtige smele gedomineerde heide met struik- of boomopslag
cdb	
Cdb-	
Cdb+	
ce	vochtige tot natte dopheidevegetatie

Ce	
Ce-	
Ce+	
Ceb	vochtige tot natte dopheidevegetatie met struik- of boomopslag
ceb	
Ceb-	
Ceb+	
Ces	vochtige of natte dopheidevegetaties met elementen uit de hoogveenflora
ces	
Ces-	
Ces+	
cg	droge struikheidevegetatie
Cg	
Cg-	
Cg+	
Cgb	droge struikheidevegetatie met struik- of boomopslag
cgb	
Cgb-	
Cgb+	
Cm	gedegradeerde heide met dominantie van Pijpenstrootje
cm	
Cm-	
Cm+	
cmb	door Pijpenstrootje gedomineerde heide met struik- of boomopslag
Cmb	
Cmb-	
Cmb+	
Cmd	
cor	Hazelaar
cp	gedegradeerde heide met dominantie van Adelaarsvaren
Cp	
Cp-	
Cp+	
cpb	door Adelaarsvaren gedomineerde heide met struik- of boomopslag
Cpb	
Cpb-	
Cpb+	
cra	meidoorn
Cra	
Ctm	
Cv	Droge heide met bosbes
Cv-	
Cv+	
d	duinen, slikken en schorren
D	
da	schorre
Da	
Da-	
Da+	
da/hpr+	zilt grasland
Dd	zeereepduin
dd	

Dd-
Dd+
Dl Strand
Dl-
dl+ strand met embryonale duinontwikkeling en/of voor
duinen
Dl+
dla strand met kunstwerken (golfbrekers, pier)
Dla
Dla-
dla+ strand met embryonale duinontwikkeling en/of voor
duinen
Dla+
Dls Strand zonder kunstwerken
Dls-
dls+ strand met embryonale duinontwikkeling en/of voor
duinen
Dls+
Dm vegetatieloze stuifduin
dm
Dm-
Dm+
Do
Ds slik of spuikom
ds
Ds-
Ds+
Duits Duitsland
dz zandbank of zandplaat
Dz
Dz-
Dz+
ek ravijnbos in kalkrijke gebieden
Ek
Ek-
Ek+
Endym aanwezigheid van Wilde Hyacint
es ravijnbos op zure bodem
Es
Es-
Es+
F Beuken- of beuken-eiken bos
fa eiken-haagbeukenbos zonder Wilde hyacint
Fa
Fa-
Fa(E)
Fa+
fag Beuk
Fag
Fb
fe eiken-haagbeukenbos met Wilde hyacint
Fe
Fe-
Fe+
Fk beukenbos op kalkhoudende bodem
fk

Fk-	
Fk+	
fl	beukenbos met Witte veldbies
Fl	
Fl-	
Fl+	
fm	beukenbos met Parelgras en Lievevrouwebedstro
Fm	
Fm-	
Fm+	
Frank	Frankrijk
Frax	Gewone es
frax	
fs	zuur beukenbos
Fs	
Fs-	
Fs+	
Gml	Gemengd loofhout
Gmn	Gemengd naaldhout
H	Graslanden
ha	struisgrasvegetatie op zure bodem
Ha	
Ha-	
Ha+	
Hab	Struisgrasvegetatie op zure bodem met struik- of boomopslag
Hab-	
Hab+	
Had	Droog, zuur duingrasland
Had-	
Had+	
Hb	
hc	vochtig, licht bemest grasland ("dotterbloemhooiland")
Hc	
Hc-	
Hc+	
hd	kalkrijk duingrasland
Hd	
Hd-	
Hd+	
hf	natte ruigte met Moerasspirea
Hf	
Hf-	
Hf+	
Hfb	natte moerasspirearuigte met struik- of boomopslag
hfb	
Hfb-	
Hfb+	
Hfc	natte moerasspirearuigte met Moesdistel
hfc	
Hfc-	
Hfc+	
Hft	natte moerasspirearuigte met Poelruit
hft	
Hft-	

Hft+
 hj vochtig, licht bemest grasland gedomineerd door russen

Hj
 Hj-
 Hj+
 hjb door russen gedomineerd grasland met boom- of struikopslag

Hjb
 Hjb-
 Hjb+
 hk kalkgrasland

Hk
 Hk-
 Hk+
 Hkb Kalkgrasland met struik- of boomopslag

Hkb-
 Hkb+
 hm onbemest, vochtig pijpenstrootjesgrasland

Hm
 Hm-
 Hm+
 Hme onbemest, vochtig pijpenstrootjesgrasland - eutroof type, basiclien

hme
 Hme-
 Hme+
 Hmm onbemest, vochtig pijpenstrootjesgrasland - mesotroof type

hmm
 Hmm-
 Hmm+
 hmo onbemest, vochtig pijpenstrootjesgrasland - oligotroof type

Hmo
 Hmo-
 Hmo+
 Hmp-
 hn zure borstelgrasvegetatie

Hn
 Hn-
 Hn+
 hnb zure borstelgrasvegetatie met struik- of boomopslag

Hnb
 Hnb-
 Hnb+
 Ho
 Hp soortenarm permanent cultuurgrasland

hp
 Hp-
 Hp+ soortenrijk permanent cultuurgrasland met relict van halfnatuurlijke graslanden

hp+
 Hpr Weilandcomplex met veel sloten en/of microrelief

hpr-
 Hpr- Poldergrasland met weinig sloten en/of microrelief

hpr + da	poldergrasland met zilte elementen
hpr+	soortenrijk permanent poldergrasland met relict van halfnatuurlijke graslanden
Hpr+	
hpr+ + d	soortenrijk poldergrasland met zilte elementen
Hpu	weinig bemeste kalkrijke graslanden van de Maasuitewaarden
Hpu-	
Hpu+	weinig bemeste kalkrijke graslanden van de Maasuitewaarden
hpu+	
Hr	verruigd grasland
hr	
Hr-	
Hr+	
Hrb	verruigd grasland met struik- of boomopslag
hrb	
Hrb-	
Hrb+	
Hs-	
Ht	
hu	mesofiel hooiland
Hu	
Hu-	
Hu+	
Hub	mesofiel hooiland met struik- of boomopslag
hub	
Hub-	
Hub+	
hv	zinkgrasland
Hv	
Hv-	
Hv+	
Hx	zeer soortenarme, ingezaaide graslanden
hx	
Hx-	
Hx+	
Hz	Grasland op door zware metalen vergiftigde bodem
Hz-	
Hz+	
Jug	Notelaar
jug	Okkernoot
jun	Jenerverbes
Jun	
K	Diverse elementen
k(ae)	soortrijke sloten
k(ae-)	
k(ae+)	
k(ah)	soortrijke brakke sloten
k(ah-)	
k(ah+)	
k(ao)	oligo- tot mestrofe sloten
k(ao-)	
k(ao+)	
k(cd)	bermen, perceelsranden, ... gedomineerd door

Bochtige smele

k(cd-)
k(cd+)

k(ce) bermen, perceelsranden,... met dopheidevegetatie
k(ce-)
k(ce+)

k(cg) bermen, perceelsranden, .. met droge
struikheidevegetatie
k(cg-)
k(cg+)

k(cm) bermen, perceelsranden, ... gedomineerd door
Pijpenstrootje
k(cm-)
k(cm+)

k(cp) bermen, perceelsranden, ... gedomineerd door
Adelaarsvaren
k(cp-)
k(cp+)

k(da) bermen, perceelsranden, ... met zilte elementen
k(da-)
k(da+)

k(ha) bermen, perceelsranden, ... met elementen van
struisgrasvegetatie
K(Ha)
k(ha-)
K(Ha)-
K(Ha)+
k(ha+)
K(Had)

k(hc) bermen, perceelsranden, ... met elementen van
dotterbloemhooiland
K(Hc)
k(hc-)
K(Hc)-
K(Hc)+
k(hc+)

k(hd) bermen, perceelsranden, ... met elementen van kalkrijk
duingrasland
k(hd-)
k(hd+)

K(Hf) bermen, perceelsranden, ... met elementen van
moerasspirearuigte
k(hf)
k(hf-)
K(Hf)-
K(Hf)+
k(hf+)

k(hfc) bermen, perceelsranden, ... met elementen van
moerasspirearuigte met Moesdistel
K(Hfc)
k(hfc-)
K(Hfc)-
k(hfc+)

k(hft) bermen, perceelsranden, ... met elementen van
moerasspirearuigte met Poelruit

k(hft-)
k(hft+)
k(hj) bermen, perceelsranden, ... met veel russen
k(hj-)
k(hj+)
k(hk) bermen, perceelsranden, ... met elementen van
kalkgrasland
k(hk-)
k(hk+)
k(hm) bermen, perceelsranden, ... met elementen van
pijpenstrootjesgrasland
k(hm-)
k(hm+)
k(hn) bermen, perceelsranden, ... met elementen van zure
borstelgrasvegetatie
k(hn-)
k(hn+)
K(Hp)+ soortenrijke, grazige bermen, perceelsranden, ...
k(hp+)
K(Hpa)+
K(Hpr)+ Soortenrijke weilanden met veel sloten en/of
microrelief
k(hr) Verruigde bermen, perceelsranden, ...
K(Hr)
k(hr-)
K(Hr)-
K(Hr)+
k(hr+)
K(Hu) bermen, perceelsranden, ... met elementen van mesofiel
hooiland
k(hu)
k(hu-)
K(Hu)-
K(Hu)+
k(hu+)
k(ku) bermen, perceelsranden, ... met ruderaal elementen
k(ku-)
k(ku+)
k(mc) bermen, perceelsranden, ... met elementen van grote
zeggenvegetaties
k(mc-)
k(mc+)
k(mr) bermen, perceelsranden, ... met elementen van rietland
k(mr-)
k(mr+)
k(mru) bermen, perceelsranden, ... met verruigde rietkragen
k(mru-)
k(mru+)
k(ms) bermen, perceelsranden, ... met elementen van zuur
laagveen
k(ms-)
k(ms+)
k(mz) bermen, perceelsranden, ... met elementen van
zeebiesvegetaties
k(mz-)
k(mz+)

Ka	eendenkooi
ka	
Ka-	
Ka+	
KAe	soorentrijke sloten
KAe-	soortenrijke sloten: weinig in aantal
KAe+	soortenrijke sloten zeer veel en/of zeer soortenrijk
KAev	
KAev+	
KAh	soorentrijke brakke sloten
KAh-	soortenrijke brakke sloten: weinig in aantal
KAh+	soortenrijke brakke sloten: zeer veel en/of zeer soortenrijk
KAO	oligo- tot mestrofe sloten
KAO-	oligo- tot mestrofe sloten: weinig in aantal
KAO+	oligo- tot mestrofe sloten: zeer veel en/of zeer soortenrijk
Kb	Bomenrij
kb-	Bomenrij: weinig in aantal of zwak ontwikkeld
Kb-	
kb+	Bomenrij: veel in aantal en goed ontwikkeld
Kb+	
kba	bomenrij met dominantie van els
Kba	
Kba-	
Kba+	
kbac	bomenrij met dominantie van esdoorn
Kbac	
Kbac-	
Kbac+	
Kbae	Bomenrij met dominantie van Paardekastanje
Kbae-	
Kbae+	
kbb	bomenrij met dominantie van berk
Kbb	
Kbb-	
Kbb+	
Kbbu	Bomenrij met dominantie van Palmboompje
Kbbu-	
Kbbu+	
Kbc	Bomenrij met dominantie van Tamme kastanje
Kbc-	
Kbc+	
kbca	bomenrij met dominantie van Haagbeuk
Kbca	
Kbca-	
Kbca+	
kbcr	bomenrij met dominantie van meidoorn
Kbcr	
Kbcr-	
Kbcr+	
kbf	bomenrij met dominantie van Beuk
Kbf	
Kbf-	
Kbf+	
Kbfr	bomenrij met dominantie van Gewone es

kbfr
 Kbfr-
 Kbfr+
 KbGml Bomenrij met gemengd loofhout
 KbGml-
 KbGml+
 KbGmn Bomenrij met gemengd naaldhout
 KbGmn-
 KbGmn+
 Kbh
 Kbj bomenrij met dominantie van Okkernoot
 kbj
 Kbj-
 Kbj+
 kbp bomenrij met dominantie van populier
 Kbp
 Kbp-
 Kbp+
 KbPica Bomenrij met dominantie van Fijnspar
 kbpica-
 kbpica+ bomenrij met dominantie van Grove den
 kbpins
 KbPins
 kbpins-
 kbpins+ bomenrij met dominantie van plataan
 kbpl
 kbpl-
 kbpl+
 Kbpr Bomenrij met dominantie van Amerikaanse vogelkers
 Kbpr-
 Kbpr+
 kbpt bomenrij met dominantie van Ratelpopulier
 Kbpt
 Kbpt-
 Kbpt+
 K bq Bomenrij met dominantie van Zomereik
 Kbq-
 Kbq+
 KbQb
 KbQb+
 Kbqr Bomenrij met dominantie van Amerikaanse eik
 Kbqr-
 Kbqr+
 Kbr Bomenrij met dominantie van Robinia
 Kbr-
 Kbr+
 kbs bomenrij met dominantie van (al dan niet geknotte)
 wilg
 Kbs
 Kbs-
 Kbs+
 kbt bomenrij met dominantie van linde
 Kbt
 Kbt-
 Kbt+
 kbu bomenrij met dominantie van iep

Kbu
 Kbu-
 Kbu+
 kc groeve, ontginning
 Kc Groeve, ontginningsplaats
 KCd Bermen, perceelsranden, ... met vegetatie behorend tot Cd

 KCd-
 KCd+
 KCe Bermen, perceelsranden, ... met dopheidevegetatie
 KCe-
 KCe+
 KCG Bermen, perceelsranden, .. met droge struikheide-vegetatie (Cg-vegetatie)

 KCG-
 KCG+
 KCM Bermen, perceelsranden, ... met dominantie van Pijpestrootje (Cm-vegetatie)

 KCM-
 KCM+
 KCP Bermen, perceelsranden, ... met dominantie van Adelaarsvaren (Cp-vegetatie)

 KCP-
 KCP+
 Kd Dijk
 Kd- deels afgegraven dijk of recente lage dijk
 kd-
 Kd+
 KDa Bermen, perceelsranden, ... met zilte elementen
 KDa- Bermen, perceelsranden, ... met zilte elementen, weinig in aantal
 KDa+ Bermen, perceelsranden, ... met goed ontwikkelde Da en/of veel in aantal

 Kf Oud militair fort
 Kg Terril
 Kh Houtkant of oude heg
 kh- Houtkant of oude heg: zwak ontwikkeld en weinig in aantal

 Kh-
 kh(qa) houtkant met eiken-haagbeukenbos
 kh(qa-)
 kh(qa+)
 kh(qb) houtkant met eiken-berkenbos
 kh(qb-)
 kh(qb+)
 kh(qe) houtkant met eiken-haagbeukenbos met wilde hyacint
 kh(qe-)
 kh(qe+)
 kh(qs) houtkant met zuur eikenbos
 kh(qs-)
 kh(qs+)
 kh(sg) houtkant met Brem- en Gaspeldoornstruweel
 kh(sg-)
 kh(sg+)
 kh(sk) houtkant met struweel op kalkhoudende bodem
 kh(sk-)

kh(sk+)	
kh(sp)	houtkant van doornstruweel
kh(sp-)	
kh(sp+)	
kh(sz)	houtkant bestaande uit allerlei spontane opslag
kh(sz-)	
kh(sz+)	
kh(va)	houtkant met alluviaal essen-olmenbos
kh(va-)	
kh(va+)	
kh(vc)	houtkant met elzen-essenbos van bronnen en bronbeken
kh(vc-)	
kh(vc+)	
kh(vf)	houtkant met vochtig elzen-eikenbos
kh(vf-)	
kh(vf+)	
kh(vm)	houtkant met mesotroof elzenbos met zeggen
kh(vm-)	
kh(vm+)	
kh+	Houtkant of oude heg: goed ontwikkeld en/of veel in aantal
Kh+	
Kha	Houtkant met dominantie van Els
Kha-	
Kha+	
Khac	Houtkant met dominantie van Esdoorn
Khac-	
Khac+	
khae	houtkant met dominantie van Paardekastanje
khae-	
khae+	
Khb	Houtkant met dominantie van Berk
Khb-	
Khb+	
Khc	
Khc-	
Khc+	
Khca	Houtkant met dominantie van Haagbeuk
Khca-	
Khca+	
Khcr	Houtkant met dominantie van Meidoorn
Khcr-	
Khcr+	
Khf	Houtkant met dominantie van Beuk
Khf-	
Khf+	
KHfc+	
Khfr	houtkant met dominantie van Gewone es
khfr	
Khfr-	
Khfr+	
KhGml	Houtkant met gemengd loofhout
KhGml-	
KhGml+	
KhGmn	Houtkant met gemengd naaldhout
KhGmn-	

KhGmn+	
KHj	Bermen, perceelsranden, ... met veel Pitrus of Zeegroene rus
KHj-	
KHj+	
KHk	Bermen, perceelsranden, ... met kalkgrasland-elementen
KHk-	
KHk+	
KHm	Bermen, perceelsranden, ... met Molinion-elementen
KHm-	
KHm+	
KHn	Bermen, perceelsranden, ... met veel Borstelgras
KHn-	
KHn+	
Khp	Houtkant met dominantie van Populier
Khp-	
Khp+	
KhPins	Houtkant met dominantie van Grove den
KhPins-	
KhPins+	
Khpr	Houtkant met dominantie van Amerikaanse vogelkers
Khpr-	
Khpr+	
khpt	houtkant met dominantie van Ratelpopulier
Khpt	
Khpt-	
Khpt+	
Khq	Houtkant met doninatie van Zomereik
Khq-	
Khq+	
KhQa	Houtkant met Qa-vegetatie
KhQa-	
KhQa+	
KhQb	Houtkant met Qb-vegetatie
KhQb-	
KhQb+	
KhQe	Houtkant met Qe-vegetatie
KhQe-	
KhQe+	
Khqr	Houtkant met dominantie van Amerikaanse eik
Khqr-	
Khqr+	
KhQs	Houtkant met Qs-vegetatie
KhQs-	
KhQs+	
Khr	Houtkant met dominantie van Robinia
Khr-	
Khr+	
Khs	Houtkant met dominantie van Wilg
Khs-	
Khs+	
KhSf	
KhSg	Houtkant met Brem- en/of Gaspeldoornstruweel
KhSg-	
KhSg+	
KhSk	Houtkant met struweel op kalkhoudende bodem

KhSk-	
KhSk+	
KhSp	Houtkant o.v.v. een doornstruweel
KhSp-	
KhSp+	
KhSz	Houtkant bestaande uit allerlei spontane opslag
KhSz-	
KhSz+	
khu	houtkant met dominantie van iep
Khu	
Khu-	
Khu+	
KhVa	Houtkant met Va-vegetatie
KhVa-	
KhVa+	
KhVc	Houtkant met Vc-vegetatie
KhVc-	
KhVc+	
KhVf	Houtkant met Vf-vegetatie
KhVf-	
KhVf+	
KhVm	Houtkant met Vm-vegetatie
KhVm-	
KhVm+	
khw	houtwal
Khw	
khw-	Houtwal, houtkant op wal: zwak ontwikkeld en weinig
Khw-	
khw+	Houtwal, houtkant op wal: goed ontwikkeld en/of veel
Khw+	
Khwa	Houtwal met dominantie van Els
Khwa-	
Khwa+	
Khwac	Houtwal met dominantie van Esdoorn
Khwac-	
Khwac+	
Khwb	Houtwal met dominantie van Berk
Khwb-	
Khwb+	
Khwca	Houtwal met dominantie van Haagbeuk
Khwca-	
Khwca+	
Khwcr	Houtwal met dominantie van Meidoorn
Khwcr-	
Khwcr+	
Khwf	Houtwal met dominantie van Beuk
Khwf-	
Khwf+	
Khwfr	Houtwal met dominantie van Es
khwfr	houtwal met dominantie van Gewone es
Khwfr-	
Khwfr+	
KhwGml	Houtwal met gemengd loofhout
KhwGmn	Houtwal met gemengd naaldhout
Khwp	Houtwal met dominantie van Populier
Khwp-	

Khwp+	
Khwpt	Houtwal met dominantie van Trilpopulier
Khwpt-	
Khwpt+	
Khwq	Houtwal met dominantie van Zomereik
Khwq-	
Khwq+	
Khwqr	Houtwal met dominantie van Amerikaanse eik
Khwqr-	
Khwqr+	
Khwr	Houtwal met dominantie van Robinia
Khwr-	
Khwr+	
Khws	Houtwal met dominantie van Wilg
Khws-	
Khws+	
khwu	houtwal met dominantie van Iep
Khwu	
Khwu-	
Khwu+	
Ki	vliegveld
Kj	Hoogstamboomgaard
kj-	Hoogstamboomgaard: zwak ontwikkeld
Kj-	
kj+	Hoogstamboomgaard: goed ontwikkeld (verschilt van Kj/Hp+ !!!)
Kj+	
Kk	karstverschijnsel, ingang ondergrondse mergelgroeve
kk	
KKj	
KKu	Verruigde bermen, perceelsranden, ...met Ku-karakter
KKu-	
KKu+	
Kl	Laagstamboomgaard
km	begroeide oude muur of ruïne
Km	
Km-	
Km+	
KMc	Bermen, perceelsranden, ... gedomineerd door grote zegen
KMc-	
KMc+	
KMr	Bermen, perceelsranden, ... met veel Riet en/of andere elementen
KMr-	
KMr+	
KMru	Bermen, perceelsranden, ... met verruigde Riet-vegetaties
KMru-	
KMru+	
KMs	Bermen, perceelsranden, ... met elementen van zure laagvenen
KMs-	
KMs+	
KMz	Bermen, perceelsranden, ... met veel Zeebies en/of Ruwe bies

KMz-
 KMz+
 kn veedrinkpoel
 Kn
 kn- Veedrinkput, -poel: zwak ontwikkeld en weinig in complex
 Kn-
 kn+ Veedrinkput, -poel: goed ontwikkeld en/of veel in complex
 Kn+
 Ko Stortterrein
 Ko-
 Kp park of parkachtig kerkhof
 kp
 Kp-
 Kp+
 Kpa Arboretum
 Kpk Kasteelpark
 Kpk-
 Kpk+
 Kps
 Kq Boomkwekerij, bloemkwekerij of serre
 Kq-
 Kq+
 Kr Rotswand zonder specifieke vegetatie
 Kr- Zwak ontwikkelde rotswand
 Kr+ Rotswand met waardevolle vegetatie
 ks verlaten spoorweg met interessante bermvegetatie
 Ks
 KsHu
 KSz
 kt talud
 Kt
 Kt-
 kt(cd) taluds gedomineerd door Bochtige smele
 kt(cd-)
 kt(cd+)
 kt(ce) taluds met vochtige tot natte dopheidevegetatie
 kt(ce-)
 kt(ce+)
 kt(cg) taluds met droge struikheidevegetatie
 kt(cg-)
 kt(cg+)
 kt(cm) taluds gedomineerd door Pijpenstrootje
 kt(cm-)
 kt(cm+)
 kt(cp) taluds gedomineerd door Adelaarsvaren
 kt(cp-)
 kt(cp+)
 kt(da) taluds met zilte elementen
 kt(da-)
 kt(da+)
 kt(fa) taluds met eiken-haagbeukenbos zonder Wilde hyacint
 kt(fa-)
 kt(fa+)
 kt(fe) taluds met eiken-haagbeukenbos met Wilde hyacint

kt(fe-)
 kt(fe+)
 kt(fk) taluds met beukenbos op kalkhoudende bodem
 kt(fk-)
 kt(fk+)
 kt(fl) taluds met beukenbos met Witte veldbies
 kt(fl-)
 kt(fl+)
 kt(fm) taluds met beukenbos met Parelgras en
 Lievevrouwebedstro
 kt(fm-)
 kt(fm+)
 kt(fs) taluds met zuur beukenbos
 kt(fs-)
 kt(fs+)
 kt(ha) taluds met struisgrasvegetatie
 kt(ha-)
 kt(ha+)
 kt(hc) taluds met elementen van dotterbloemhooiland
 kt(hc-)
 kt(hc+)
 kt(hd) taluds met elementen van kalkrijk duingrasland
 kt(hd-)
 kt(hd+)
 kt(hf) taluds met elementen van moerasspirearuigten
 kt(hf-)
 kt(hf+)
 kt(hj) taluds met veel russen
 kt(hj-)
 kt(hj+)
 kt(hk) taluds met elementen van kalkgraslanden
 kt(hk-)
 kt(hk+)
 kt(hm) taluds met elementen van pijpenstrootjesgrasland
 kt(hm-)
 kt(hm+)
 kt(hn) taluds met elementen van zure borstelgrasvegetatie
 kt(hn-)
 kt(hn+)
 kt(hp+) taluds met soortenrijk permanent cultuurgrasland met
 relictten van halfnatuurlijke graslanden
 kt(hr) taluds met verruigd grasland
 kt(hr-)
 kt(hr+)
 kt(hu) taluds met elementen van mesofiel hooiland
 kt(hu-)
 kt(hu+)
 kt(ku) taluds met ruderalementen
 kt(ku-)
 kt(ku+)
 kt(mc) taluds met elementen van grote zeggenvegetatie
 kt(mc-)
 kt(mc+)
 kt(mr) taluds met elementen van rietland
 kt(mr-)
 kt(mr+)

kt(ms) taluds met elementen van zuur laagveen
 kt(ms-)
 kt(ms+)
 kt(mz) taluds met elementen van zeebiesvegetatie
 kt(mz-)
 kt(mz+)
 kt(qa) taluds met eiken-haagbeukenbos zonder Wilde hyacint
 kt(qa-)
 kt(qa+)
 kt(qb) taluds met eiken-berkenbos
 kt(qb-)
 kt(qb+)
 kt(qe) taluds met eiken-haagbeukenbos met Wilde hyacint
 kt(qe-)
 kt(qe+)
 kt(qk) taluds met eiken-haagbeukenbos op kalkhoudende bodem
 kt(qk-)
 kt(qk+)
 kt(ql) taluds met eikenbos met Witte veldbies
 kt(ql-)
 kt(ql+)
 kt(qs) taluds met zuur eikenbos
 kt(qs-)
 kt(qs+)
 kt(sg) taluds met bremstruweel
 kt(sg-)
 kt(sg+)
 kt(sgb) taluds met bremstruweel en boomopslag
 kt(sgb-)
 kt(sgb+)
 kt(sgu) taluds met gaspeldoornstruweel
 kt(sgu-)
 kt(sgu+)
 kt(sk) taluds met struweel op kalkhoudende bodem
 kt(sk-)
 kt(sk+)
 kt(sp) taluds met doornstruweel
 kt(sp-)
 kt(sp+)
 kt(sz) taluds met struweelopslag van allerlei aard
 kt(sz-)
 kt(sz+)
 kt(va) taluds met alluviaal essen-olmenbos
 kt(va-)
 kt(va+)
 kt(vm) taluds met mesotroof elzenbos met zeggen
 kt(vm-)
 kt(vm+)
 kt(vn) taluds met nitrofiel alluviaal elzenbos
 kt(vn-)
 kt(vn+)
 kt+ met soortenrijke vegetatie, ook al is die niet met
 andere KE aan te duiden
 Kt+
 KtHp
 KtHu

KtHu-
 KtQa
 KtSp
 KtSz
 Ku ruigte
 ku
 Ku-
 Ku+
 Kub ruigte met struik- en boomopslag
 kub
 Kub-
 Kub+
 kw holle weg
 Kw
 Kw-
 Kw+ met soortenrijke vegetatie, ook al is die niet met
 andere KE aan te duiden
 Kx
 Kz Opgehoogd terrein
 l populierenaanplanten
 L Populieren-aanplanten
 Lar Lork (Larix sp.)
 lh populierenaanplant op vochtige grond
 Lh
 Lhb populierenaanplant op vochtige grond met elzen-
 en/of wilgenondergroei
 lhb
 Lhb-
 Lhb+
 lhi populierenaanplant op vochtige grond met rudera-
 ondergroei
 Lhi
 Lhi-
 Lhi+
 Lhs
 ls populierenaanplant op droge grond
 Ls
 lsb populierenaanplant op droge grond met struikgewas
 Lsb
 Lsb-
 Lsb+
 Lse
 Lsh populierenaanplant op droge grond met ondergroei van
 grassen en kruiden
 lsh
 Lsh-
 Lsh+
 lsi populierenaanplant op droge grond met rudera-
 ondergroei
 Lsi
 Lsi-
 Lsi+
 M Moerassen
 M-
 mc grote zeggenvegetatie

Mc	
Mc-	
Mc+	
Md	drijfzoom en/of drijfteil
md	
Md-	
Md+	
mk	alkalisch laagveen
Mk	
Mk-	
Mk+	
Mm	Galigaanvegetatie
Mm-	
Mm+	
Mp	alkalisch laagveen in duinpannen
mp	
Mp-	
Mp+	
Mpr+	
mr	rietland
Mr	
Mr-	
Mr+	
Mrb	Rietland met struik- of boomopslag
Mrb-	
Mrb+	
Mru	Verruigd rietland
Mru-	
Mru+	
ms	zuur laagveen
Ms	
Ms-	
Ms+	
mz	zeebiesvegetatie
Mz	
Mz-	
Mz+	
n	loofhoutaanplant (exclusief populier)
N	
N-	
N+	
Ned	Nederland
Ng	niet gekarteerd
NPic	
Ns	
P	Naaldhoutaanplant
P-	
Pa	naaldhoutaanplant zonder ondergroei
pa	
Pa-	
Pa+	
Pb	
pi	zeer jonge naaldhoutaanplant
Pi	
Pi-	
Pi+	

pica	Fijnspar
Pica	
pics	Sitkaspar
Pics	
Pin	
pinn	Zwarte den
Pinn	
pins	Grove den
Pins	
pint	Weymouthden
Pint	
Pm	
Pm-	
pmb	naaldhoutaanplant met ondergroei van struiken en bomen
Pmb	
Pmb-	
Pmb+	
pmh	naaldhoutaanplant met lage ondergroei (grassen, kruiden)
Pmh	
Pmh-	
Pmh+	
pms	naaldhoutaanplant met laag struikgewas (braam, brem, heide)
Pms	
Pms-	
Pms+	
Png	
pop	populier
Pop	
potr	Ratelpopulier
Potr	
Pp	Aanplant van Grove den
ppa	aanplant van Grove den zonder ondergroei
Ppa	
Ppa-	
Ppa+	
ppi	zeer jonge aanplant van Grove den
Ppi	
Ppi-	
Ppi+	
Ppm	
Ppma	
ppmb	aanplant van Grove den met ondergroei van struiken en bomen
Ppmb	
Ppmb-	
Ppmb+	
ppmh	aanplant van Grove den met lage ondergroei (grassen, kruiden)
Ppmh	
Ppmh-	
Ppmh+	
ppms	aanplant van Grove den met laag struikgewas
Ppms	

Ppms-	
Ppms+	
prua	Zoete kers
prus	Amerikaanse vogelkers
Prus	
pse	Douglasspar
Pse	
Q	Eikenbos
qa	eiken-haagbeukenbos
Qa	
Qa-	
Qa(E)	
Qa+	
qb	eiken-berkenbos
Qb	
Qb-	
Qb+	
Qd	zuur duinbos
qd	
Qd-	
Qd+	
qe	eiken-haagbeukenbos met Wilde hyacint
Qe	
Qe-	
Qe+	
Qk	eiken-haagbeukenbos op kalkhoudende bodem
qk	
Qk-	
Qk+	
ql	eikenbos met Witte veldbies
Ql	
Ql-	
Ql+	
qs	zuur eikenbos
Qs	
Qs-	
Qs+	
Que	Zomereik
que	
quep	Wintereik
quer	Amerikaanse eik
Quer	
Qx	Xerofiel eikenbos op leisteen
Qx-	
Qx+	
Riv	
rob	Robinia
Rob	
ru	ruderaal olmenbos
Ru	
Ru-	
Ru+	
rud	ruderaal olmenbos aan de binnenduinrand
Rud	
Rud-	
Rud+	

s	struwelen en struikgewas
S	
sal	wilg
Sal	
sd	duindoornstruweel
Sd	
Sd-	
Sd+	
se	kapvlakte
Se	
Se-	
Se+	
sf	vochtig wilgenstruweel op voedselrijke bodem
Sf	
Sf-	
Sf+	
sg	bremstruweel
Sg	
Sg-	
Sg+	
Sgb	Bremstruweel met boomopslag
Sgb-	
Sgb+	
Sgu	gaspeldoornstruweel
sgu	
Sgu-	
Sgu+	
Sk	struweel op kalkhoudende bodem
sk	
Sk-	
Sk+	
sm	gagelstruweel
Sm	
Sm-	
Sm+	
so	vochtig wilgenstruweel op venige of zure grond
So	
So-	
So+	
sp	doornstruweel
Sp	
Sp-	
Sp+	
Spoor	spoorweg
Sx	
sz	struweelopslag van allerlei aard
Sz	
Sz-	
Sz+	
t	hoogveen
T	
T+	
tax	Taxus
Tax	
til	linde
Til	

Tm gedegradeerd hoogveen met Pijpenstrootje
 tm
 Tm-
 Tm+
 tsu Westelijke hemlockspar
 Tsu
 U Urbaan gebied, bebouwing
 Ua Halfopen of open bebouwing met beplanting
 ua- Halfopen of open bebouwing met beplanting: weinig in
 complex
 Ua-
 Uc Kampeerterrein, caravanterrein
 Ud Dicht bebouwd gebied
 Ud-
 Ui Industriële bebouwing, fabriek
 ui- Industriële bebouwing, fabriek: weinig in complex
 Ui-
 ulm iep
 Ulm
 Um
 Un Open bebouwing in omgeving met veel natuurlijke
 begroeiing
 un- Open bebouwing in omgeving met veel natuurlijke
 begroeiing: weinig in complex
 Un-
 Ur Bebouwing in agrarische omgeving, losstaande hoeve
 ur- Bebouwing in agrarische omgeving, losstaande hoeve:
 weinig in complex
 Ur-
 ur+ Bebouwing in agrarische omgeving, losstaande hoeve:
 veel in complex
 Ur+
 Uv Terrein met recreatie-infrastructuur (b.v. chalets,
 sportvelden)
 uv- Terrein met recreatie-infrastructuur: weinig in
 complex
 Uv-
 uv+ Terrein met recreatie-infrastructuur: veel in
 complex
 Uv+
 V Vallei-, moeras- en veenbossen
 va alluviaal essen-olmenbos
 Va
 Va-
 Va+
 Vc elzen-essenbos van bronnen en bronbeken
 vc
 Vc-
 Vc+
 Vf vochtig of vrij vochtig elzen-eikenbos
 vf
 Vf-
 Vf+
 Vh
 vm mesotroof elzenbos met zeggen
 Vm

Vm-
Vm+
vn nitrofiel alluviaal elzenbos
Vn
Vn-
Vn+
vo oligotroof elzenbos met veenmossen
Vo
Vo-
Vo+
Vt venig berkenbos
vt
Vt-
Vt+
Wal Wallonië
Wat Waterloop
Weg Weg
Z
Zee Zee

9.4 Bijlage 4: Verklaring van de tabel bij biotoopverlieskaart

Waarden per karteringseenheid van de BWK van parameters die gebruikt worden voor de invulling van de kwetsbaarheidkaarten. Hieronder volgt een korte toelichting van de inhoud van deze bijlage:

Ecotoop197_9801 : bestaande eenheden in de verschillende BWK-versies
 Waardenumeriek : waardering volgens BWK-cel (1: m; 2:w; 3: z)
 Kle : klein landschapselement (ja/nee)
 Zeldzaamheid : zeldzaamheid volgens tabel (ja/nee)
 Kwets_ecoverl : kwetsbaarheid (niet gevoeligheid) voor ecotoopverlies
 Gev_verdr : gevoeligheid voor verdroging
 Gev_eutr : gevoeligheid voor eutrofiëring
 Gev_verz : gevoeligheid voor verzuring

ecotoop197_9801	waardenumeriek	kle	zeldzaamheid	Kwets_ecoverl	gev_verdr	gev_eutr	gev_verz
?	0	n	n	0	0	0	0
??	0	n	n	0	0	0	0
a	2	n	n	3	4	2	3
ab	1	n	n	2	4	2	5
abi	1	n	n	2	1	3	5
acer	2	n	n	3	1	2	2
ad	1	n	j	2	3	1	1
ad-	1	n	j	2	3	1	1
ad+	1	n	j	2	3	1	1
ae	3	n	j	4	4	2	1
ae-	2	n	j	3	4	2	1
ae+	3	n	j	4	4	2	1
aer	3	n	j	4	3	2	1
aer-	2	n	j	3	3	2	1
aer+	3	n	j	4	3	2	1
aes	2	n	n	3	1	1	1
aev	3	n	j	4	5	3	1
aev-	3	n	j	4	5	3	1
aev+	3	n	j	4	5	3	1
ah	3	n	j	4	4	1	1
ah-	3	n	j	4	4	1	1
ah+	3	n	j	4	4	1	1
alng	2	n	n	3	4	1	3
alni	2	n	n	3	2	2	3
am	3	n	j	4	3	3	4
ao	3	n	j	4	5	5	5
ao-	3	n	j	4	5	5	5
ao+	3	n	j	4	5	5	5
aom	3	n	n	4	5	5	4
aom-	3	n	n	4	5	5	4
aom+	3	n	n	4	5	5	4
aoo	3	n	n	4	5	5	5
aoo-	3	n	n	4	5	5	5
aoo+	3	n	n	4	5	5	5
ap	2	n	j	3	2	2	2

ap-	2	n	j	3	2	2	2
ap+	2	n	j	3	2	2	2
apo	2	n	j	3	4	2	3
apo-	2	n	j	3	4	2	3
apo+	2	n	j	3	4	2	3
app	2	n	j	3	2	2	2
app-	2	n	j	3	2	2	2
app+	2	n	j	3	2	2	2
b	1	n	n	2	1	1	1
b-	1	n	n	2	1	1	1
bb	1	n	n	2	1	1	1
bc	1	n	n	2	1	1	1
bc-	1	n	n	2	1	1	1
bc+	2	n	n	3	1	1	1
bet	2	n	n	3	1	3	5
bg	1	n	n	2	1	1	1
bg-	1	n	n	2	1	1	1
bg+	2	n	n	3	1	1	1
bk	1	n	n	2	1	1	1
bk-	1	n	n	2	1	1	1
bk+	2	n	n	3	1	1	1
bl	1	n	n	2	1	1	1
bl-	1	n	n	2	1	1	1
bl+	2	n	n	3	1	1	1
bp	1	n	n	2	1	1	1
bs	1	n	n	2	1	1	1
bs-	1	n	n	2	1	1	1
bs+	2	n	n	3	1	1	1
bu	1	n	n	2	1	1	1
bu-	1	n	n	2	1	1	1
bu+	2	n	n	3	1	1	1
bux	2	n	n	3	1	3	3
bx	1	n	n	2	1	1	1
c	2	n	n	3	3	5	5
c-	2	n	n	3	3	5	5
car	2	n	n	3	1	3	3
cas	2	n	n	3	1	1	3
cd	2	n	j	3	1	4	5
cd-	2	n	j	3	1	4	5
cd+	2	n	j	3	1	4	5
cdb	2	n	n	3	1	4	5
cdb-	2	n	n	3	1	4	5
cdb+	2	n	n	3	1	4	5
ce	3	n	j	4	5	5	5
ce-	3	n	j	4	5	5	5
ce+	3	n	j	4	5	5	5
ceb	3	n	n	4	5	5	5
ceb-	3	n	n	4	5	5	5
ceb+	3	n	n	4	5	5	5
ces	3	n	j	4	5	5	5
ces-	3	n	j	4	5	5	5
ces+	3	n	j	4	5	5	5

cg	3	n	j	4	1	5	5
cg-	3	n	j	4	1	5	5
cg+	3	n	j	4	1	5	5
cgb	3	n	n	4	1	5	5
cgb-	3	n	n	4	1	5	5
cgb+	3	n	n	4	1	5	5
cm	2	n	j	3	4	4	5
cm-	2	n	j	3	4	4	5
cm+	2	n	j	3	4	4	5
cmb	2	n	n	3	3	4	5
cmb-	2	n	n	3	3	4	5
cmb+	2	n	n	3	3	4	5
cmd	2	n	n	3	3	4	5
cor	2	n	n	3	1	1	3
cp	2	n	j	3	1	4	5
cp-	2	n	j	3	1	4	5
cp+	2	n	j	3	1	4	5
cpb	2	n	n	3	1	4	5
cpb-	2	n	n	3	1	4	5
cpb+	2	n	n	3	1	4	5
cra	2	n	n	3	1	4	5
ctm	2	n	j	3	4	4	5
cv	3	n	j	4	1	5	5
cv-	3	n	j	4	1	5	5
cv+	3	n	j	4	1	5	5
d	3	n	n	4	3	3	1
da	3	n	j	4	4	2	1
da-	3	n	j	4	4	2	1
da/hpr	3	n	n	4	4	2	1
da+	3	n	j	4	4	2	1
dd	3	n	j	4	1	4	3
dd-	3	n	j	4	1	4	3
dd+	3	n	j	4	1	4	3
dl	2	n	n	3	2	2	1
dl-	2	n	n	3	2	2	1
dl+	3	n	n	4	2	2	1
dla	2	n	n	3	1	2	1
dla-	2	n	n	3	1	2	1
dla+	3	n	n	4	1	2	1
dls	2	n	n	3	1	2	1
dls-	2	n	n	3	1	2	1
dls+	3	n	n	4	1	2	1
dm	3	n	j	4	1	4	3
dm-	3	n	j	4	1	4	3
dm+	3	n	j	4	1	4	3
do	3	n	n	4	2	2	0
ds	3	n	j	4	4	1	1
ds-	3	n	j	4	4	1	1
ds+	3	n	j	4	4	1	1
duits	0	n	n	0	0	0	0
dz	3	n	n	4	3	1	1
dz-	3	n	n	4	3	1	1

dz+	3	n	n	4	3	1	1
ek	3	n	j	4	1	3	3
ek-	3	n	j	4	1	3	3
ek+	3	n	j	4	1	3	3
endym	3	n	n	4	2	3	5
es	3	n	j	4	1	4	5
es-	3	n	j	4	1	4	5
es+	3	n	j	4	1	4	5
f	3	n	n	4	1	5	3
fa	3	n	j	4	2	3	5
fa-	3	n	j	4	2	3	5
fa(e)	3	n	j	4	2	3	5
fa+	3	n	j	4	2	3	5
fag	2	n	n	3	2	3	3
fb	3	n	n	4	1	3	5
fe	3	n	j	4	2	3	5
fe-	3	n	j	4	2	3	5
fe+	3	n	j	4	2	3	5
fk	3	n	j	4	1	4	3
fk-	3	n	j	4	1	4	3
fk+	3	n	j	4	1	4	3
fl	3	n	j	4	1	4	5
fl-	3	n	j	4	1	4	5
fl+	3	n	j	4	1	4	5
fm	3	n	j	4	2	3	3
fm-	3	n	j	4	2	3	3
fm+	3	n	j	4	2	3	3
frank	0	n	n	0	0	0	0
frax	2	n	n	3	3	2	3
fs	3	n	n	4	1	4	5
fs-	3	n	n	4	1	4	5
fs+	3	n	n	4	1	4	5
gml	2	n	n	3	2	3	3
gmn	1	n	n	2	1	3	2
h	2	n	n	3	3	2	3
ha	3	n	j	4	1	5	4
ha-	2	n	j	3	1	5	4
ha+	3	n	j	4	1	5	4
hab	3	n	n	4	1	4	4
hab-	2	n	n	3	1	4	4
hab+	3	n	n	4	1	4	4
had	3	n	n	4	1	5	5
had-	3	n	n	4	1	5	5
had+	3	n	n	4	1	5	5
hb	2	n	n	3	1	4	4
hc	3	n	j	4	5	5	2
hc-	3	n	j	4	5	5	2
hc+	3	n	j	4	5	5	2
hd	3	n	j	4	1	5	3
hd-	3	n	j	4	1	5	3
hd+	3	n	j	4	1	5	3
hf	3	n	j	4	5	3	2

hf-	3	n	j	4	5	3	2
hf+	3	n	j	4	5	3	2
hfb	3	n	n	4	5	2	2
hfb-	3	n	n	4	5	2	2
hfb+	3	n	n	4	5	2	2
hfc	3	n	n	4	5	3	2
hfc-	3	n	n	4	5	3	2
hfc+	3	n	n	4	5	3	2
hft	3	n	n	4	5	3	2
hft-	3	n	n	4	5	3	2
hft+	3	n	n	4	5	3	2
hj	2	n	j	3	4	3	2
hj-	2	n	j	3	4	3	2
hj+	2	n	j	3	4	3	2
hjb	2	n	n	3	4	2	2
hjb-	2	n	n	3	4	2	2
hjb+	2	n	n	3	4	2	2
hk	3	n	j	4	1	5	2
hk-	3	n	j	4	1	5	2
hk+	3	n	j	4	1	5	2
hkb	3	n	n	4	1	5	2
hkb-	3	n	n	4	1	5	2
hkb+	3	n	n	4	1	5	2
hm	3	n	j	4	5	5	4
hm-	3	n	j	4	5	5	4
hm+	3	n	j	4	5	5	4
hme	3	n	j	4	5	5	3
hme-	3	n	j	4	5	5	3
hme+	3	n	j	4	5	5	3
hmm	3	n	j	4	5	5	4
hmm-	3	n	j	4	5	5	4
hmm+	3	n	j	4	5	5	4
hmo	3	n	j	4	5	5	5
hmo-	3	n	j	4	5	5	5
hmo+	3	n	j	4	5	5	5
hmp-	3	n	n	4	5	5	5
hn	3	n	j	4	1	5	5
hn-	3	n	j	4	1	5	5
hn+	3	n	j	4	1	5	5
hnb	3	n	n	4	2	5	5
hnb-	3	n	n	4	2	5	5
hnb+	3	n	n	4	2	5	5
ho	1	n	n	2	3	5	1
hp	1	n	n	2	3	2	1
hp-	1	n	n	2	3	2	1
hp+	2	n	n	3	3	3	1
hpr	2	n	n	3	4	3	1
hpr-	1	n	n	2	4	3	1
hpr + da	2	n	n	3	4	3	1
hpr+	2	n	j	3	4	3	1
hpr+ + da	3	n	n	4	4	3	1
hpu	3	n	n	4	2	3	1

hpu-	3	n	n	4	2	3	1
hpu+	3	n	n	4	2	3	1
hr	2	n	j	3	2	1	1
hr-	1	n	j	2	2	1	1
hr+	2	n	j	3	2	1	1
hrb	2	n	n	3	2	1	1
hrb-	1	n	n	2	2	1	1
hrb+	2	n	n	3	2	1	1
hs-	0	n	n	0	0	0	0
ht	0	n	n	0	0	0	0
hu	3	n	j	4	2	4	3
hu-	2	n	j	3	2	4	3
hu+	3	n	j	4	2	4	3
hub	3	n	n	4	2	3	3
hub-	2	n	n	3	2	3	3
hub+	3	n	n	4	2	3	3
hv	3	n	j	4	2	4	5
hv-	3	n	j	4	2	4	5
hv+	3	n	j	4	2	4	5
hx	1	n	n	2	1	1	1
hx-	1	n	n	2	1	1	1
hx+	1	n	n	2	1	1	1
hz	1	n	n	2	1	3	5
hz-	1	n	n	2	1	3	5
hz+	1	n	n	2	1	3	5
jug	2	n	n	3	1	4	3
jun	2	n	n	3	1	4	3
k	2	j	n	3	2	1	2
k(ae)	3	j	n	4	5	2	1
k(ae-)	2	j	n	3	5	2	1
k(ae+)	3	j	n	4	5	2	1
k(ah)	3	j	n	4	5	1	2
k(ah-)	3	j	n	4	5	1	2
k(ah+)	3	j	n	4	5	1	2
k(ao)	3	j	n	4	5	5	4
k(ao-)	3	j	n	4	5	5	4
k(ao+)	3	j	n	4	5	5	4
k(cd)	2	j	n	3	1	4	5
k(cd-)	2	j	n	3	1	4	5
k(cd+)	2	j	n	3	1	4	5
k(ce)	3	j	n	4	5	5	5
k(ce-)	3	j	n	4	5	5	5
k(ce+)	3	j	n	4	5	5	5
k(cg)	3	j	n	4	1	5	5
k(cg-)	3	j	n	4	1	5	5
k(cg+)	3	j	n	4	1	5	5
k(cm)	2	j	n	4	4	4	5
k(cm-)	2	j	n	3	4	4	5
k(cm+)	2	j	n	3	4	4	5
k(cp)	2	j	n	3	1	4	4
k(cp-)	2	j	n	3	1	4	4
k(cp+)	2	j	n	3	1	4	4

k(da)	3	j	n	4	4	4	2
k(da-)	3	j	n	4	4	4	2
k(da+)	3	j	n	4	4	4	2
k(ha)	3	j	n	4	1	5	4
k(ha-)	2	j	n	3	1	5	4
k(ha)-	2	j	n	3	1	5	4
k(ha+)	3	j	n	4	1	5	4
k(had)	3	j	n	4	1	5	4
k(hc)	3	j	n	4	5	5	3
k(hc-)	2	j	n	3	5	5	3
k(hc)-	2	j	n	3	5	5	3
k(hc+)	3	j	n	4	5	5	3
k(hd)	3	j	n	4	1	5	3
k(hd-)	3	j	n	4	1	5	3
k(hd+)	3	j	n	4	1	5	3
k(hf)	3	j	n	4	5	3	2
k(hf-)	2	j	n	3	5	3	2
k(hf)-	2	j	n	3	5	3	2
k(hf+)	3	j	n	4	5	3	2
k(hf+)	3	j	n	4	5	3	2
k(hfc)	3	j	n	4	5	3	2
k(hfc-)	2	j	n	3	5	3	2
k(hfc)-	2	j	n	3	5	3	2
k(hfc+)	3	j	n	4	5	3	2
k(hft)	3	j	n	4	5	3	2
k(hft-)	2	j	n	3	5	3	2
k(hft+)	3	j	n	4	5	3	2
k(hj)	2	j	n	3	4	3	2
k(hj-)	2	j	n	3	4	3	2
k(hj+)	2	j	n	3	4	3	2
k(hk)	3	j	n	4	1	5	2
k(hk-)	3	j	n	4	1	5	2
k(hk+)	3	j	n	4	1	5	2
k(hm)	3	j	n	4	5	5	4
k(hm-)	3	j	n	4	5	5	4
k(hm+)	3	j	n	4	5	5	4
k(hn)	3	j	n	4	1	5	4
k(hn-)	3	j	n	4	1	5	4
k(hn+)	3	j	n	4	1	5	4
k(hp)+	2	j	n	3	3	3	1
k(hp+)	2	j	n	3	3	3	1
k(hpa)+	2	j	n	3	4	3	1
k(hpa+)	2	j	n	3	4	3	1
k(hpr)+	2	j	n	3	4	3	1
k(hpr+)	2	j	n	3	4	3	1
k(hr)	2	j	n	3	2	1	1
k(hr-)	1	j	n	2	2	1	1
k(hr)-	1	j	n	3	2	1	1
k(hr+)	2	j	n	3	2	1	1
k(hu)	3	j	n	4	2	4	3
k(hu-)	2	j	n	3	2	4	3

k(hu)-	2	j	n	3	2	4	3
k(hu)+	3	j	n	4	2	4	3
k(hu+)	3	j	n	4	2	4	3
k(ku)	2	j	n	3	1	1	1
k(ku-)	1	j	n	2	1	1	1
k(ku+)	2	j	n	3	2	1	1
k(mc)	3	j	n	4	5	3	2
k(mc-)	3	j	n	4	5	3	2
k(mc+)	3	j	n	4	5	3	2
k(mr)	3	j	n	4	4	3	2
k(mr-)	3	j	n	3	4	3	2
k(mr+)	3	j	n	4	4	3	2
k(mru)	2	j	n	3	4	3	2
k(mru-)	2	j	n	3	4	3	2
k(mru+)	2	j	n	3	4	3	2
k(ms)	3	j	n	4	5	5	4
k(ms-)	3	j	n	4	5	5	4
k(ms+)	3	j	n	4	5	5	4
k(mz)	3	j	n	4	5	2	1
k(mz-)	3	j	n	4	5	2	1
k(mz+)	3	j	n	4	5	2	1
ka	3	j	j	4	4	3	1
ka-	3	j	j	4	4	3	1
ka+	3	j	j	4	4	3	1
kae	3	j	n	4	5	2	1
kae-	2	j	n	3	5	2	1
kae+	3	j	n	4	5	2	1
kaev	3	j	n	4	4	3	1
kaev+	3	j	n	4	4	3	1
kah	3	j	n	4	5	1	1
kah-	3	j	n	4	5	1	1
kah+	3	j	n	4	5	1	1
kao	3	j	n	4	5	5	5
kao-	3	j	n	4	5	5	5
kao+	3	j	n	4	5	5	5
kb	2	j	n	3	2	3	3
kb-	1	j	n	2	2	3	3
kb+	2	j	n	3	2	3	3
kba	2	j	n	3	4	1	3
kba-	1	j	n	2	4	1	3
kba+	2	j	n	3	4	1	3
kbac	2	j	n	3	1	3	3
kbac-	1	j	n	2	1	3	3
kbac+	2	j	n	3	1	3	3
kbae	2	j	n	3	2	2	3
kbae-	1	j	n	2	2	2	3
kbae+	2	j	n	3	2	2	3
kbb	2	j	n	3	1	4	3
kbb-	1	j	n	2	1	4	3
kbb+	2	j	n	3	1	4	3
kbbu	2	j	n	3	1	3	3
kbbu-	1	j	n	2	1	3	3

kbbu+	2	j	n	3	1	3	3
kbc	2	j	n	3	1	2	3
kbc-	1	j	n	2	1	2	3
kbc+	2	j	n	3	1	2	3
kbca	2	j	n	3	1	1	3
kbca-	1	j	n	2	1	1	3
kbca+	2	j	n	3	1	1	3
kbcr	2	j	n	3	2	2	3
kbcr-	1	j	n	2	2	2	3
kbcr+	2	j	n	3	2	2	3
kbf	2	j	n	3	2	3	3
kbf-	1	j	n	2	2	3	3
kbf+	2	j	n	3	2	3	3
kbfr	2	j	n	3	2	2	3
kbfr-	1	j	n	2	2	2	3
kbfr+	2	j	n	3	2	2	3
kgml	2	j	n	3	2	3	3
kgml-	1	j	n	2	2	3	3
kgml+	2	j	n	3	2	3	3
kgmn	2	j	n	3	1	3	3
kgmn-	1	j	n	2	1	3	3
kgmn+	2	j	n	3	1	3	3
kbh	2	j	n	3	2	3	3
kbj	2	j	n	3	1	2	3
kbj-	1	j	n	2	1	2	3
kbj+	2	j	n	3	1	2	3
kbp	2	j	n	3	3	2	3
kbp-	1	j	n	2	3	2	3
kbp+	2	j	n	3	3	2	3
kbpica	2	j	n	3	1	3	3
kbpica-	2	j	n	3	1	3	3
kbpica+	2	j	n	3	1	3	3
kbpinn	2	j	n	3	1	3	3
kbpinn-	2	j	n	3	1	3	3
kbpinn+	2	j	n	3	1	3	3
kbpins	2	j	n	3	1	3	3
kbpins-	2	j	n	3	1	3	3
kbpins+	2	j	n	3	1	3	3
kbpl	2	j	n	3	1	2	3
kbpl-	2	j	n	3	1	2	3
kbpl+	2	j	n	3	1	2	3
kbpr	2	j	n	3	2	1	3
kbpr-	1	j	n	2	2	1	3
kbpr+	2	j	n	3	2	1	3
kbpt	2	j	n	3	3	2	3
kbpt-	1	j	n	2	3	2	3
kbpt+	2	j	n	3	3	2	3
kbq	2	j	n	3	1	4	3
kbq-	1	j	n	2	1	4	3
kbq+	2	j	n	3	1	4	3
kbqb	2	j	n	3	1	4	3
kbqb+	2	j	n	3	1	4	3

kbqr	2	j	n	3	1	2	3
kbqr-	1	j	n	2	1	2	3
kbqr+	2	j	n	3	1	2	3
kbr	2	j	n	3	2	1	3
kbr-	1	j	n	2	2	1	3
kbr+	2	j	n	3	2	1	3
kbs	2	j	n	3	3	2	3
kbs-	1	j	n	2	3	2	3
kbs+	2	j	n	3	3	2	3
kbt	2	j	n	3	1	3	3
kbt-	1	j	n	2	1	3	3
kbt+	2	j	n	3	1	3	3
kbu	2	j	n	3	2	2	3
kbu-	1	j	n	2	2	2	3
kbu+	2	j	n	3	2	2	3
kc	1	n	n	2	2	2	1
kcd	2	j	n	3	1	4	5
kcd-	2	j	n	3	1	4	5
kcd+	2	j	n	3	1	4	5
kce	3	j	n	4	5	5	5
kce-	3	j	n	4	5	5	5
kce+	3	j	n	4	5	5	5
kcg	3	j	n	4	1	5	5
kcg-	3	j	n	4	1	5	5
kcg+	3	j	n	4	1	5	5
kcm	2	j	n	3	4	4	5
kcm-	2	j	n	3	4	4	5
kcm+	2	j	n	3	4	4	5
kcp	2	j	n	3	1	4	5
kcp-	2	j	n	3	1	4	5
kcp+	2	j	n	3	1	4	5
kd	2	j	n	3	1	2	3
kd-	2	j	n	3	1	2	3
kd+	2	j	n	3	1	2	3
kda	3	j	n	4	4	4	3
kda-	3	j	n	4	4	4	3
kda+	3	j	n	4	4	4	3
kf	2	n	n	3	2	3	1
kg	1	j	n	2	1	2	1
kh	3	j	n	4	2	3	3
kh-	2	j	n	3	2	3	3
kh(qa)	3	j	n	4	2	4	5
kh(qa-)	3	j	n	4	2	4	5
kh(qa+)	3	j	n	4	2	4	5
kh(qb)	3	j	n	4	1	4	5
kh(qb-)	3	j	n	4	1	4	5
kh(qb+)	3	j	n	4	1	4	5
kh(qe)	3	j	n	4	2	3	5
kh(qe-)	3	j	n	4	2	3	5
kh(qe+)	3	j	n	4	2	3	5
kh(qs)	3	j	n	3	1	4	5
kh(qs-)	3	j	n	4	1	4	5

kh(qs+)	3	j	n	4	1	4	5
kh(sg)	3	j	n	4	1	4	4
kh(sg-)	3	j	n	4	1	4	4
kh(sg+)	3	j	n	4	1	4	4
kh(sk)	3	j	n	4	1	3	3
kh(sk-)	3	j	n	4	1	3	3
kh(sk+)	3	j	n	4	1	3	3
kh(sp)	3	j	n	4	1	4	3
kh(sp-)	3	j	n	4	1	4	3
kh(sp+)	3	j	n	4	1	4	3
kh(sz)	2	j	n	3	2	2	3
kh(sz-)	2	j	n	3	2	2	3
kh(sz+)	2	j	n	3	2	2	3
kh(va)	3	j	n	4	4	3	2
kh(va-)	3	j	n	4	4	3	2
kh(va+)	3	j	n	4	4	3	2
kh(vc)	3	j	n	4	5	3	2
kh(vc-)	3	j	n	4	5	3	2
kh(vc+)	3	j	n	4	5	3	2
kh(vf)	3	j	n	4	4	4	3
kh(vf-)	3	j	n	4	4	4	3
kh(vf+)	3	j	n	4	4	4	3
kh(vm)	3	j	n	4	5	3	3
kh(vm-)	3	j	n	4	5	3	3
kh(vm+)	3	j	n	4	5	3	3
kh+	3	j	n	4	2	3	3
kha	3	j	n	4	4	1	3
kha-	2	j	n	3	4	1	3
kha+	3	j	n	4	4	1	3
khac	3	j	n	4	2	2	3
khac-	2	j	n	3	2	2	3
khac+	3	j	n	4	2	2	3
khae	2	j	n	3	4	2	3
khae-	2	j	n	3	4	2	3
khae+	2	j	n	3	4	2	3
khb	3	j	n	4	1	4	3
khb-	2	j	n	3	1	4	3
khb+	3	j	n	4	1	4	3
khc	2	j	n	3	1	2	3
khc-	1	j	n	2	1	2	3
khc+	2	j	n	3	1	2	3
khca	3	j	n	4	1	1	3
khca-	2	j	n	3	1	1	3
khca+	3	j	n	4	1	1	3
khcr	3	j	n	4	2	2	3
khcr-	2	j	n	3	2	2	3
khcr+	3	j	n	4	2	2	3
khf	3	j	n	4	2	3	3
khf-	2	j	n	3	2	3	3
khf+	3	j	n	4	2	3	3
khfc+	3	j	n	4	5	3	3
khfr	3	j	n	4	2	2	3

khfr-	2	j	n	3	2	2	3
khfr+	3	j	n	4	2	2	3
khgml	3	j	n	4	2	3	3
khgml-	2	j	n	3	2	3	3
khgml+	3	j	n	4	2	3	3
khgmn	2	j	n	3	1	3	3
khgmn-	2	j	n	3	1	1	3
khgmn+	2	j	n	3	1	1	3
khj	2	j	n	3	4	3	3
khj-	2	j	n	3	4	3	3
khj+	2	j	n	3	4	3	3
khk	3	j	n	4	1	5	3
khk-	3	j	n	4	1	5	3
khk+	3	j	n	4	1	5	3
khn	3	j	n	4	5	5	3
khn-	3	j	n	4	5	5	3
khn+	3	j	n	4	5	5	3
khn	3	j	n	4	1	5	3
khn-	3	j	n	4	1	5	3
khn+	3	j	n	4	1	5	3
khp	2	j	n	3	3	2	3
khp-	1	j	n	2	3	2	3
khp+	2	j	n	3	3	2	3
khpins	2	j	n	3	1	3	3
khpins-	2	j	n	3	1	3	3
khpins+	2	j	n	3	1	3	3
khpr	2	j	n	3	2	1	3
khpr-	2	j	n	3	2	1	3
khpr+	2	j	n	3	2	1	3
khpt	2	j	n	3	3	2	3
khpt-	2	j	n	3	3	2	3
khpt+	2	j	n	3	3	2	3
khq	3	j	n	4	1	4	3
khq-	2	j	n	3	1	4	3
khq+	3	j	n	4	1	4	3
khqa	3	j	n	4	2	4	5
khqa-	3	j	n	4	2	4	5
khqa+	3	j	n	4	2	4	5
khqb	3	j	n	4	1	4	5
khqb-	3	j	n	4	1	4	5
khqb+	3	j	n	4	1	4	5
khqe	3	j	n	4	2	3	5
khqe-	3	j	n	4	2	3	5
khqe+	3	j	n	4	2	3	5
khqr	2	j	n	3	1	2	5
khqr-	2	j	n	3	1	2	5
khqr+	2	j	n	3	1	2	5
khqs	3	j	n	4	1	4	5
khqs-	3	j	n	4	1	4	5
khqs+	3	j	n	4	1	4	5
khr	2	j	n	3	2	1	3
khr-	2	j	n	3	2	1	3

chr+	2	j	n	3	2	1	3
chs	3	j	n	4	3	3	3
chs-	2	j	n	3	3	3	3
chs+	3	j	n	4	3	3	3
chsf	3	j	n	4	4	2	3
chsg	3	j	n	4	1	4	4
chsg-	3	j	n	4	1	4	4
chsg+	3	j	n	4	1	4	4
chsk	3	j	n	4	1	3	3
chsk-	3	j	n	4	1	3	3
chsk+	3	j	n	4	1	3	3
chsp	3	j	n	4	1	4	3
chsp-	3	j	n	4	1	4	3
chsp+	3	j	n	4	1	4	3
chsz	2	j	n	3	2	2	3
chsz-	2	j	n	3	2	2	3
chsz+	2	j	n	3	2	2	3
chu	3	j	n	4	2	2	3
chu-	2	j	n	3	2	2	3
chu+	3	j	n	4	2	2	3
khva	3	j	n	4	4	3	2
khva-	3	j	n	4	4	3	2
khva+	3	j	n	4	4	3	2
khvc	3	j	n	4	5	3	2
khvc-	3	j	n	4	5	3	2
khvc+	3	j	n	4	5	3	2
khvf	3	j	n	4	4	4	3
khvf-	3	j	n	4	4	4	3
khvf+	3	j	n	4	4	4	3
khvm	3	j	n	4	5	3	3
khvm-	3	j	n	4	5	3	3
khvm+	3	j	n	4	5	3	3
khw	3	j	n	4	1	3	3
khw-	2	j	n	3	1	3	3
khw+	3	j	n	4	1	3	3
khwa	3	j	n	4	4	1	3
khwa-	2	j	n	3	4	1	3
khwa+	3	j	n	4	4	1	3
khwac	3	j	n	4	2	2	3
khwac-	2	j	n	3	2	2	3
khwac+	3	j	n	4	2	2	3
khwb	3	j	n	4	1	4	3
khwb-	2	j	n	3	1	4	3
khwb+	3	j	n	4	1	4	3
khwca	3	j	n	4	1	1	3
khwca-	2	j	n	3	1	1	3
khwca+	3	j	n	4	1	1	3
khwcr	3	j	n	4	2	2	3
khwcr-	2	j	n	3	2	2	3
khwcr+	3	j	n	4	2	2	3
khwf	3	j	n	4	2	3	3
khwf-	2	j	n	3	2	3	3

khwf+	3	j	n	4	2	3	3
khwfr	3	j	n	4	2	2	3
khwfr-	2	j	n	3	2	2	3
khwfr+	3	j	n	4	2	2	3
khwgml	3	j	n	4	2	3	3
khwgm	2	j	n	3	1	3	3
khwp	2	j	n	3	3	2	3
khwp-	2	j	n	3	3	2	3
khwp+	2	j	n	3	3	2	3
khwpt	2	j	n	3	2	2	3
khwpt-	2	j	n	3	2	2	3
khwpt+	2	j	n	3	2	2	3
khwq	3	j	n	4	1	4	3
khwq-	2	j	n	3	1	4	3
khwq+	3	j	n	4	1	4	3
khwqr	2	j	n	3	1	2	3
khwqr-	2	j	n	3	1	2	3
khwqr+	2	j	n	3	1	2	3
khwr	2	j	n	3	2	1	3
khwr-	2	j	n	3	2	1	3
khwr+	2	j	n	3	2	1	3
khws	3	j	n	4	3	3	3
khws-	2	j	n	3	3	3	3
khws+	3	j	n	4	3	3	3
khwu	3	j	n	4	2	2	3
khwu-	2	j	n	3	2	2	3
khwu+	3	j	n	4	2	2	3
ki	1	n	n	2	1	1	1
kj	2	n	n	3	1	2	1
kj-	1	n	n	2	1	2	1
kj+	2	n	n	3	1	2	1
kk	3	n	n	4	1	2	1
kkj	2	j	n	3	1	2	1
kku	2	j	n	3	1	1	1
kku-	1	j	n	2	1	1	1
kku+	2	j	n	3	2	1	1
kl	1	j	n	2	1	1	1
km	3	j	n	4	1	2	3
km-	3	j	n	4	1	2	3
km+	3	j	n	4	1	2	3
kmc	3	j	n	4	5	3	3
kmc-	3	j	n	4	5	3	3
kmc+	3	j	n	4	5	3	3
kmr	3	j	n	4	4	3	3
kmr-	3	j	n	3	4	3	3
kmr+	3	j	n	4	4	3	3
kmru	2	j	n	3	4	3	3
kmru-	2	j	n	3	4	3	3
kmru+	2	j	n	3	4	3	3
kms	3	j	n	4	5	5	3
kms-	3	j	n	4	5	5	3
kms+	3	j	n	4	5	5	3

kmz	3	j	n	4	5	2	3
kmz-	3	j	n	4	5	2	3
kmz+	3	j	n	4	5	2	3
kn	3	j	j	4	4	3	1
kn-	2	j	j	3	4	3	1
kn+	3	j	j	4	4	3	1
ko	1	n	n	2	1	1	1
ko-	1	n	n	2	1	1	1
kp	1	n	n	2	3	3	3
kp-	1	n	n	2	3	3	3
kp+	1	n	n	2	3	3	3
kpa	1	n	n	2	2	3	3
kpk	2	n	n	3	2	3	3
kpk-	1	n	n	2	2	3	3
kpk+	2	n	n	3	2	3	3
kps	2	n	n	3	3	3	3
kq	1	n	n	2	1	1	1
kq-	1	n	n	2	1	1	1
kq+	1	n	n	2	1	1	1
kr	3	j	n	4	1	3	1
kr-	3	j	n	4	1	3	1
kr+	3	j	n	4	1	3	1
ks	2	j	n	3	1	3	1
kshu	3	j	n	4	1	3	1
ksz	2	j	n	3	2	2	1
kt	2	j	n	3	1	2	2
kt-	1	j	n	2	1	2	2
kt(cd)	2	j	n	3	1	4	5
kt(cd-)	2	j	n	3	1	4	5
kt(cd+)	2	j	n	3	1	4	5
kt(ce)	3	j	n	4	5	5	5
kt(ce-)	3	j	n	4	5	5	5
kt(ce+)	3	j	n	4	5	5	5
kt(cg)	3	j	n	4	1	5	5
kt(cg-)	3	j	n	4	1	5	5
kt(cg+)	3	j	n	4	1	5	5
kt(cm)	2	j	n	3	4	4	5
kt(cm-)	2	j	n	3	4	4	5
kt(cm+)	2	j	n	3	4	4	5
kt(cp)	2	j	n	3	1	4	5
kt(cp-)	2	j	n	3	1	4	5
kt(cp+)	2	j	n	3	1	4	5
kt(da)	3	j	n	4	4	2	1
kt(da-)	3	j	n	4	4	2	1
kt(da+)	3	j	n	4	4	2	1
kt(fa)	3	j	n	4	2	3	5
kt(fa-)	3	j	n	4	2	3	5
kt(fa+)	3	j	n	4	2	3	5
kt(fe)	3	j	n	4	2	3	5
kt(fe-)	3	j	n	4	2	3	5
kt(fe+)	3	j	n	4	2	3	5
kt(fk)	3	j	n	4	1	4	3

kt(fk-)	3	j	n	4	1	4	3
kt(fk+)	3	j	n	4	1	4	3
kt(fl)	3	j	n	4	1	4	5
kt(fl-)	3	j	n	4	1	4	5
kt(fl+)	3	j	n	4	1	4	5
kt(fm)	3	j	n	4	2	3	3
kt(fm-)	3	j	n	4	2	3	3
kt(fm+)	3	j	n	4	2	3	3
kt(fs)	3	j	n	4	1	4	5
kt(fs-)	3	j	n	4	1	4	5
kt(fs+)	3	j	n	4	1	4	5
kt(ha)	3	j	n	4	1	5	4
kt(ha-)	2	j	n	3	1	5	4
kt(ha+)	3	j	n	4	1	5	4
kt(hc)	3	j	n	4	5	5	2
kt(hc-)	3	j	n	4	5	5	2
kt(hc+)	3	j	n	4	5	5	2
kt(hd)	3	j	n	4	1	5	3
kt(hd-)	3	j	n	4	1	5	3
kt(hd+)	3	j	n	4	1	5	3
kt(hf)	3	j	n	4	5	3	2
kt(hf-)	3	j	n	4	5	3	2
kt(hf+)	3	j	n	4	5	3	2
kt(hj)	2	j	n	3	4	3	2
kt(hj-)	2	j	n	3	4	3	2
kt(hj+)	2	j	n	3	4	3	2
kt(hk)	3	j	n	4	1	5	2
kt(hk-)	3	j	n	4	1	5	2
kt(hk+)	3	j	n	4	1	5	2
kt(hm)	3	j	n	4	5	5	2
kt(hm-)	3	j	n	4	5	5	2
kt(hm+)	3	j	n	4	5	5	2
kt(hn)	3	j	n	4	1	5	5
kt(hn-)	3	j	n	4	1	5	5
kt(hn+)	3	j	n	4	1	5	5
kt(hp+)	2	j	n	3	3	2	1
kt(hr)	2	j	n	3	2	1	1
kt(hr-)	1	j	n	2	2	1	1
kt(hr+)	2	j	n	3	2	1	1
kt(hu)	2	j	n	3	2	4	3
kt(hu-)	2	j	n	3	2	4	3
kt(hu+)	2	j	n	3	2	4	3
kt(ku)	2	j	n	3	1	1	1
kt(ku-)	1	j	n	2	1	1	1
kt(ku+)	2	j	n	3	2	1	1
kt(mc)	3	j	n	4	5	3	2
kt(mc-)	3	j	n	4	5	3	2
kt(mc+)	3	j	n	4	5	3	2
kt(mr)	3	j	n	4	4	3	2
kt(mr-)	3	j	n	4	4	3	2
kt(mr+)	3	j	n	4	3	3	2
kt(ms)	3	j	n	4	5	5	4

kt(ms-)	3	j	n	4	5	5	4
kt(ms+)	3	j	n	4	5	5	4
kt(mz)	3	j	n	4	5	2	2
kt(mz-)	3	j	n	4	5	2	2
kt(mz+)	3	j	n	4	5	2	2
kt(qa)	3	j	n	4	2	3	5
kt(qa-)	3	j	n	4	2	3	5
kt(qa+)	3	j	n	4	2	3	5
kt(qb)	3	j	n	4	1	5	5
kt(qb-)	3	j	n	4	1	5	5
kt(qb+)	3	j	n	4	1	5	5
kt(qe)	3	j	n	4	2	3	5
kt(qe-)	3	j	n	4	2	3	5
kt(qe+)	3	j	n	4	2	3	5
kt(qk)	3	j	n	4	1	4	3
kt(qk-)	3	j	n	4	1	4	3
kt(qk+)	3	j	n	4	1	4	3
kt(ql)	3	j	n	4	1	4	5
kt(ql-)	3	j	n	4	1	4	5
kt(ql+)	3	j	n	4	1	4	5
kt(qs)	3	j	n	4	1	4	5
kt(qs-)	3	j	n	4	1	4	5
kt(qs+)	3	j	n	4	1	4	5
kt(sg)	3	j	n	4	1	4	4
kt(sg-)	3	j	n	4	1	4	4
kt(sg+)	3	j	n	4	1	4	4
kt(sgb)	3	j	n	4	1	4	4
kt(sgb-)	3	j	n	4	1	4	4
kt(sgb+)	3	j	n	4	1	4	4
kt(sgu)	3	j	n	4	1	4	4
kt(sgu-)	3	j	n	4	1	4	4
kt(sgu+)	3	j	n	4	1	4	4
kt(sk)	3	j	n	4	1	3	3
kt(sk-)	3	j	n	4	1	3	3
kt(sk+)	3	j	n	4	1	3	3
kt(sp)	3	j	n	4	1	4	3
kt(sp-)	3	j	n	4	1	4	3
kt(sp+)	3	j	n	4	1	4	3
kt(sz)	2	j	n	3	2	2	3
kt(sz-)	2	j	n	3	2	2	3
kt(sz+)	2	j	n	3	2	2	3
kt(va)	3	j	n	4	4	3	2
kt(va-)	3	j	n	4	4	3	2
kt(va+)	3	j	n	4	4	3	2
kt(vm)	3	j	n	4	5	4	3
kt(vm-)	3	j	n	4	5	4	3
kt(vm+)	3	j	n	4	5	4	3
kt(vn)	3	j	n	4	4	1	1
kt(vn-)	3	j	n	4	4	1	1
kt(vn+)	3	j	n	4	4	1	1
kt+	2	j	n	3	1	2	2
kthp	2	j	n	3	3	3	1

kthu	2	j	n	3	2	4	1
kthu-	2	j	n	3	2	4	1
ktqa	3	j	n	4	2	3	5
ktsp	3	j	n	4	1	4	3
ktsz	2	j	n	3	2	2	3
ku	2	j	j	3	1	1	2
ku-	1	j	j	2	1	1	2
ku+	2	j	j	3	2	1	2
kub	2	j	n	3	1	1	3
kub-	1	j	n	2	1	1	3
kub+	2	j	n	3	2	1	3
kw	3	j	n	4	2	3	2
kw-	2	j	n	3	2	3	2
kw+	3	j	n	4	2	3	2
kx	1	j	n	2	4	2	1
kz	1	j	n	2	2	2	1
l	2	n	n	3	3	2	2
lar	1	n	n	2	2	3	2
lh	2	n	n	3	4	2	2
lhb	2	n	n	3	4	3	2
lhb-	2	n	n	3	4	3	2
lhb+	2	n	n	3	4	3	2
lhi	2	n	n	3	4	2	2
lhi-	2	n	n	3	4	2	2
lhi+	2	n	n	3	4	2	2
lhs	2	n	n	3	4	2	2
ls	2	n	n	3	1	2	2
lsb	2	n	n	3	2	2	2
lsb-	2	n	n	3	2	2	2
lsb+	2	n	n	3	2	2	2
lse	2	n	n	3	2	2	2
lsh	2	n	n	3	1	2	2
lsh-	2	n	n	3	1	2	2
lsh+	2	n	n	3	1	2	2
lsi	2	n	n	3	1	2	2
lsi-	2	n	n	3	1	2	2
lsi+	2	n	n	3	1	2	2
m	3	n	n	4	5	4	3
m-	3	n	n	4	5	4	3
mc	3	n	j	4	5	3	2
mc-	3	n	j	4	5	3	2
mc+	3	n	j	4	5	3	2
md	3	n	j	4	5	5	3
md-	3	n	j	4	5	5	3
md+	3	n	j	4	5	5	3
mk	3	n	j	4	5	5	2
mk-	3	n	j	4	5	5	2
mk+	3	n	j	4	5	5	2
mm	3	n	j	4	5	5	2
mm-	3	n	j	4	5	5	2
mm+	3	n	j	4	5	5	2
mp	3	n	j	4	5	5	2

mp-	3	n	j	4	5	5	2
mp+	3	n	j	4	5	5	2
mpr+	3	n	n	4	5	5	2
mr	3	n	j	4	4	3	2
mr-	3	n	j	4	4	3	2
mr+	3	n	j	4	4	3	2
mr b	3	n	n	4	4	3	2
mr b -	3	n	n	4	4	3	2
mr b +	3	n	n	4	4	3	2
mru	2	n	n	3	4	3	2
mru-	2	n	n	3	4	3	2
mru+	2	n	n	3	4	3	2
ms	3	n	n	4	5	5	4
ms-	3	n	n	4	5	5	4
ms+	3	n	n	4	5	5	4
mz	3	n	j	4	5	2	2
mz-	3	n	j	4	5	2	2
mz+	3	n	j	4	5	2	2
n	2	n	n	3	2	2	3
n-	1	n	n	2	2	2	3
n+	2	n	n	3	2	2	3
ned	0	n	n	0	0	0	0
ng	0	n	n	0	0	0	0
npic	1	n	n	2	2	2	3
ns	0	n	n	0	0	0	0
p	2	n	n	3	1	3	5
p-	2	n	n	3	1	3	5
pa	2	n	n	3	1	3	5
pa-	2	n	n	3	1	3	5
pa+	2	n	n	3	1	3	5
pb	2	n	n	3	1	3	5
pi	1	n	n	2	1	2	5
pi-	1	n	n	2	1	2	5
pi+	1	n	n	2	1	2	5
pica	1	n	n	2	1	3	5
pics	1	n	n	2	1	3	5
pin	1	n	n	2	1	3	5
pinn	1	n	n	2	1	3	5
pins	1	n	n	2	1	3	5
pint	1	n	n	2	1	3	5
pm	2	n	n	3	1	3	5
pm-	1	n	n	2	1	3	5
pmb	2	n	n	3	1	3	5
pmb-	2	n	n	3	1	3	5
pmb+	2	n	n	3	1	3	5
pmh	2	n	n	3	1	3	5
pmh-	2	n	n	3	1	3	5
pmh+	2	n	n	3	1	3	5
pms	2	n	n	3	1	3	5
pms-	2	n	n	3	1	3	5
pms+	2	n	n	3	1	3	5
png	2	n	n	3	1	3	5

pop	2	n	n	3	3	2	3
potr	2	n	n	3	2	2	3
pp	2	n	n	3	1	3	5
ppa	2	n	n	3	1	3	5
ppa-	2	n	n	3	1	3	5
ppa+	2	n	n	3	1	3	5
ppi	2	n	n	3	1	2	5
ppi-	2	n	n	3	1	2	5
ppi+	2	n	n	3	1	2	5
ppm	2	n	n	3	1	3	5
ppma	2	n	n	3	1	3	5
ppmb	2	n	n	3	1	3	5
ppmb-	2	n	n	3	1	3	5
ppmb+	2	n	n	3	1	3	5
ppmh	2	n	n	3	1	3	5
ppmh-	2	n	n	3	1	3	5
ppmh+	2	n	n	3	1	3	5
ppms	2	n	n	3	1	3	5
ppms-	2	n	n	3	1	3	5
ppms+	2	n	n	3	1	3	5
prua	2	n	n	3	2	2	3
prus	2	n	n	3	2	1	3
pse	1	n	n	2	1	3	3
q	3	n	n	4	1	5	5
qa	3	n	j	4	2	3	5
qa-	3	n	j	4	2	3	5
qa(e)	3	n	j	4	2	3	5
qa+	3	n	j	4	2	3	5
qb	3	n	n	4	1	5	5
qb-	3	n	n	4	1	5	5
qb+	3	n	n	4	1	5	5
qd	3	n	j	4	1	5	5
qd-	3	n	j	4	1	5	5
qd+	3	n	j	4	1	5	5
qe	3	n	j	4	2	3	5
qe-	3	n	j	4	2	3	5
qe+	3	n	j	4	2	3	5
qk	3	n	j	4	1	4	3
qk-	3	n	j	4	1	4	3
qk+	3	n	j	4	1	4	3
ql	3	n	j	4	1	4	5
ql-	3	n	j	4	1	4	5
ql+	3	n	j	4	1	4	5
qs	3	n	n	4	1	4	5
qs-	3	n	n	4	1	4	5
qs+	3	n	n	4	1	4	5
que	2	n	n	3	1	3	3
quep	2	n	n	3	1	2	3
quer	2	n	n	3	1	2	3
qx	3	n	n	4	1	4	5
qx-	3	n	n	4	1	4	5
qx+	3	n	n	4	1	4	5

riv	2	n	n	3	3	3	3
rob	2	n	n	3	1	2	3
ru	3	n	j	4	2	2	2
ru-	3	n	j	4	2	2	2
ru+	3	n	j	4	2	2	2
rud	3	n	j	4	2	3	2
rud-	3	n	j	4	2	4	2
rud+	3	n	j	4	2	4	2
s	3	n	n	4	3	3	3
sal	2	n	n	3	4	2	3
sd	3	n	j	4	1	4	2
sd-	3	n	j	4	1	4	2
sd+	3	n	j	4	1	4	2
se	2	n	n	3	2	3	4
se-	2	n	n	3	2	3	4
se+	2	n	n	3	2	3	4
sf	3	n	j	4	4	2	2
sf-	3	n	j	4	4	2	2
sf+	3	n	j	4	4	2	2
sg	3	n	j	4	1	4	4
sg-	3	n	j	4	1	4	4
sg+	3	n	j	4	1	4	4
sgb	3	n	n	4	1	4	4
sgb-	3	n	n	4	1	4	4
sgb+	3	n	n	4	1	4	4
sgu	3	n	n	4	1	4	4
sgu-	3	n	n	4	1	4	4
sgu+	3	n	n	4	1	4	4
sk	3	n	j	4	1	3	2
sk-	3	n	j	4	1	3	2
sk+	3	n	j	4	1	3	2
sm	3	n	j	4	5	5	4
sm-	3	n	j	4	5	5	4
sm+	3	n	j	4	5	5	4
so	3	n	j	4	5	5	4
so-	3	n	j	4	5	5	4
so+	3	n	j	4	5	5	4
sp	3	n	j	4	1	4	3
sp-	3	n	j	4	1	4	3
sp+	3	n	j	4	1	4	3
spoor	1	n	n	2	1	1	1
sx	2	n	n	3	1	4	3
sz	2	n	n	3	2	2	3
sz-	2	n	n	3	2	2	3
sz+	2	n	n	3	2	2	3
t	3	n	j	4	5	5	5
t+	3	n	j	4	5	5	5
tax	1	n	n	2	1	3	3
til	2	n	n	3	1	2	3
tm	3	n	j	4	5	5	5
tm-	3	n	j	4	5	5	5
tm+	3	n	j	4	5	5	5

tsu	1	n	n	2	1	3	3
u	1	n	n	1	1	1	1
ua	1	n	n	1	1	1	1
ua-	1	n	n	1	1	1	1
uc	1	n	n	1	1	1	1
ud	1	n	n	1	1	1	1
ud-	1	n	n	1	1	1	1
ui	1	n	n	1	1	1	1
ui-	1	n	n	1	1	1	1
ulm	2	n	n	3	1	3	1
um	2	n	n	3	1	3	1
un	1	n	n	1	1	1	1
un-	1	n	n	1	1	1	1
ur	1	n	n	1	1	1	1
ur-	1	n	n	1	1	1	1
ur+	1	n	n	1	1	1	1
uv	1	n	n	1	1	1	1
uv-	1	n	n	1	1	1	1
uv+	1	n	n	1	1	1	1
v	3	n	n	4	5	3	4
va	3	n	j	4	4	3	2
va-	3	n	j	4	4	3	2
va+	3	n	j	4	4	3	2
vc	3	n	j	4	5	3	2
vc-	3	n	j	4	5	3	2
vc+	3	n	j	4	5	3	2
vf	3	n	j	4	4	3	3
vf-	3	n	j	4	4	3	3
vf+	3	n	j	4	4	3	3
vh	3	n	n	4	3	3	3
vm	3	n	j	4	5	4	3
vm-	3	n	j	4	5	4	3
vm+	3	n	j	4	5	4	3
vn	3	n	j	4	4	1	1
vn-	3	n	j	4	4	1	1
vn+	3	n	j	4	4	1	1
vo	3	n	j	4	5	5	4
vo-	3	n	j	4	5	5	4
vo+	3	n	j	4	5	5	4
vt	3	n	j	4	5	5	4
vt-	3	n	j	4	5	5	4
vt+	3	n	j	4	5	5	4
vw	0	n	n	0	0	0	0
W	0	n	n	0	0	0	0
wal	0	n	N	0	0	0	0
wat	1	n	N	2	3	3	0
Weg	1	n	N	2	1	1	1
Z	0	n	N	0	0	0	0
Zee	0	n	N	0	0	0	0