

# Rode Lijsten: zinvol of vol onzin?

THEODOOR HEIJERMAN & HANS TURIN

---

HEIJERMAN, TH. & H. TURIN, 1998. THE RED DATA LIST: SENSE OR NONSENSE? – *ENT. BER., AMST.* 58 (6): 92-104.

*Abstract:* Red Data Lists are lists of species which are believed to be rare or declining and therefore at risk of (local) extinction. For The Netherlands, the Ministry of Agriculture, Nature Management and Fisheries has developed a system of classifying endangered species, adapted from the official IUCN Red Data List approach. Red Lists serve a large number of purposes. Most important, Red List species are automatically selected as species needing special attention in nature policy and management (target species). However, the Red List format - especially the definition and application of status categories - has some serious weaknesses. In this study we examine these weaknesses and pitfalls by compiling Red Lists for Dutch carabid beetles following both the official procedure and some alternative approaches. From our evaluations we conclude that the classification into Red List categories leads to highly arbitrary results. We also argue that the concept of rarity is not defined in a biological meaningful way and that population trends can not be assessed quantitatively on the basis of existing data. We finally suggest that conservationists may not be in need of national Red Data Lists at all.

*Keywords:* Red Data Lists, Carabidae, The Netherlands.

Stichting Faunistisch Onderzoek Carabidae, p.a. Sectie Diertaxonomie, Landbouw Universiteit Wageningen, Binnenhaven 7, 6709 PD Wageningen.

---

## Inleiding

Rode Lijsten zijn overzichten van soorten die zo zeldzaam zijn of achteruitgaan dat beschermende maatregelen nodig zijn om te voorkomen dat ze uit Nederland verdwijnen; ze geven aan in welke mate soorten in Nederland gevaar lopen uit te sterven. Daarnaast hebben ze tal van andere toepassingen (zie bijvoorbeeld Natuurbeschermingsraad, 1994): ze worden ondermeer gebruikt voor de selectie van doelsoorten, om het diversiteitsprobleem onder de aandacht te brengen, om het beleid toetsbaar te maken, om bewustzijn en draagvlak in de maatschappij te creëren.

Om Rode Lijsten verantwoord te kunnen toepassen is het nodig te weten hoe deze precies tot stand zijn gekomen. In Nederland zijn naast de verschillende officiële ook officieuze Rode Lijsten gepubliceerd. Deze lijsten verschillen sterk wat betreft opzet en betekenis. Het Informatie- en KennisCentrum Natuurbeheer (IKC-Natuurbeheer) van het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, heeft daarom een gestandaardiseerde methode voorgesteld, die aansluit bij de internationale

systematiek. De lijsten volgens deze IKC-methode zijn de officiële Rode Lijsten. In de praktijk blijkt echter dat standaardisatie maar ten dele is gelukt: bij de opzet van de verschillende officiële lijsten zijn verschillende variaties op de algemene richtlijnen gehanteerd. In deze bijdrage willen we onderzoeken welke haken en ogen er zitten aan het opstellen van Rode Lijsten. Hiertoe hebben we een Rode Lijst opgesteld voor de Nederlandse loopkevers, volgens de officiële richtlijnen (wordt niet gepubliceerd). Daarnaast hebben we lijsten gemaakt waarbij alternatieve definities van zeldzaamheid en trend zijn gebruikt. Deze lijsten zijn opgesteld op grond van het basisbestand met verspreidingsgegevens van de Nederlandse loopkevers. Dit bestand, dat wordt beheerd door de Loopkeverwerkgroep (officieel: Stichting Faunistisch Onderzoek Carabidae), is opgebouwd uit gegevens van bodemvalbemonsteringen en handvangsten en bevat ruim 66.000 vangpotrecords en 104.000 handvangstrecords, samen een totaal van meer dan 2,5 miljoen exemplaren.

De alternatieve procedures leiden tot verschillende resultaten. Dit roept de vraag op of

het überhaupt mogelijk is om - gegeven de huidige databestanden - zeldzaamheid en trend verantwoord te kwantificeren. Op deze vraag zal in de discussie worden ingegaan.

Deze bijdrage is vooral een evaluatie van de wijze waarop Rode Lijsten tot stand komen. Daarnaast gaan we in de discussie kort in op enkele theoretische aspecten en op de haalbaarheid van doelstellingen en toepassingen van deze lijsten. Als blijkt dat Rode Lijsten hun aanspraken niet kunnen waarmaken dan zullen deze doelstellingen via een andere benadering bereikt moeten worden.

## Methode

Voor de officiële procedure voor het opstellen van Rode Lijsten wordt verwezen naar de inleidingen van reeds verschenen lijsten en naar Van Ommering (1994). Rode-Lijstcategorieën worden gebaseerd op twee factoren, namelijk zeldzaamheid en trend. Voor opname op een Rode Lijst komen uitsluitend inheemse soorten in aanmerking.

### *Inheemse soorten*

Hier verstaan we onder inheemse loopkevers die soorten, waarvan het aannemelijk is dat er zich in Nederland, in het wild, één of meer populaties bevinden, die zich op eigen kracht weten te handhaven. Soorten waarvan vastgesteld zou zijn dat ze uitgestorven zijn in Nederland, behoren niet meer tot de inheemse fauna. In de visie van het IKC-Natuurbeheer horen verdwenen soorten wel op de Rode Lijst voor te komen (Van Ommering, 1994). In Nederland zijn in totaal 381 soorten loopkevers waargenomen. Hiervan zijn er 12 zo incidenteel en in lage aantallen gezien, dat we deze beschouwen als dwaalgasten, die geen populatie in Nederland hebben, dan wel gehad hebben. De overige 369 soorten rekenen we tot de inheemse fauna.

### *Zeldzaamheid*

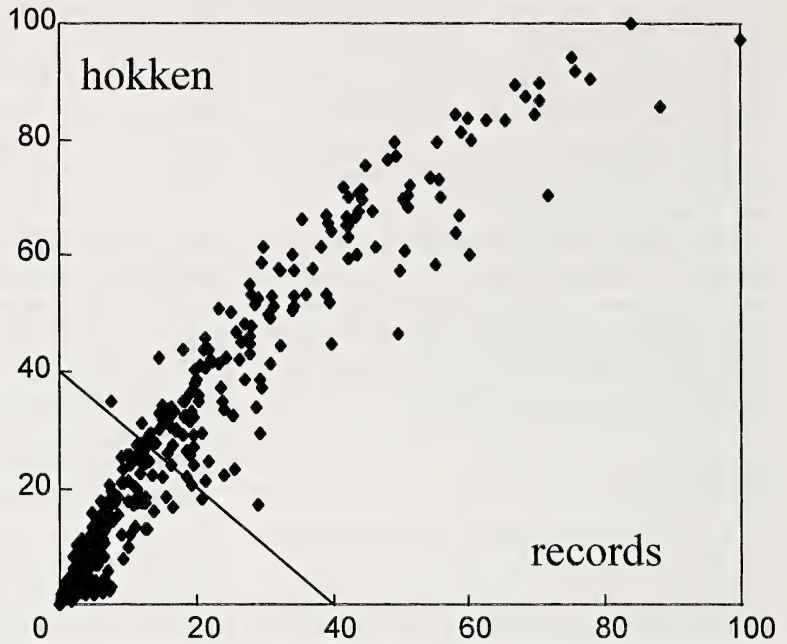
Zeldzaamheid kan op vele manieren worden gekwantificeerd. Bij de officiële methode

wordt zeldzaamheid uitgedrukt als het percentage bezette hokken. Er worden vier zeldzaamheidsklassen onderscheiden: algemeen (a: % hokken > 12,5); vrij zeldzaam (z: % hokken tussen 5 en 12,5); zeldzaam (zz: % hokken tussen 1 en 5); en zeer zeldzaam (zzz: % hokken < 1). Deze (arbitraire) grenzen gelden voor planten en ongewervelden; voor gewervelden zijn andere klassengrenzen gehanteerd. Bij de paddestoelen zijn aangepaste grenzen gebruikt omdat "... de verspreiding van paddestoelen minder landsdekkend bekend is dan van bijvoorbeeld planten of dagvlinders" (Arnolds & Van Ommering, 1996). Dit argument geldt uiteraard ook voor loopkevers.

De officiële methode gaat uit van de gegevens van de recente periode. Deze beperking lijkt logisch als we geïnteresseerd zijn in de huidige verspreiding. Aan de andere kant is het daarbij noodzakelijk om deze periode te definiëren en dit kan alleen maar op arbitraire gronden. We zien dan ook dat bij de bestaande Rode Lijsten verschillende recente perioden zijn gebruikt. Als recente periode voor de loopkevers hebben wij gekozen voor 1970 - 1996.

Als zeldzaamheid wordt uitgedrukt als het percentage bezette hokken, wordt vooral het aspect verspreiding in Nederland tot uitdrukking gebracht, waarbij geen rekening wordt gehouden met dichtheden binnen die hokken; één enkele waarneming weegt net zo zwaar als honderden records of duizenden exemplaren. Behalve het aantal hokken waarin een soort is aangetroffen hebben we ook de beschikking over het aantal records van elke soort, en bij vangpotgegevens ook nog het aantal vangseries en het aantal exemplaren. Bij vangpotgegevens is een record overigens gedefinieerd als de waarneming van een soort in een vangserie en over de hele vangperiode, onafhankelijk dus van het aantal exemplaren en het aantal keren dat een vangserie is geleegd. Om deze vorm van talrijkheid mee te laten wegen hebben we een alternatieve maat voor zeldzaamheid gedefinieerd. Zeldzaamheid wordt hierbij uitgedrukt als een combinatie van het aantal hokken en het aantal records waarin een soort waargenomen is (fig. 1). Hierbij zijn de hoogste waarden van beide maten op 100%

Fig. 1. Aantal hokken uitgezet tegen het aantal records voor alle Nederlandse loopkevers (handvangsten, alle perioden). Voor beide assen zijn de aantallen genormaliseerd door het maximum op 100 te stellen. Hoe dichter een soort bij de oorsprong ligt, hoe zeldzamer deze is. De lijn die als voorbeeld in de figuur is getrokken, kan worden geschreven als  $y=a+bx$ . Als  $b=1$ , dan geldt  $a=x+y$ . Het intercept,  $a$ , kan worden gebruikt als zeldzaamheidsmaat.



gesteld. De zeldzaamheidsklassen kunnen worden gedefinieerd op basis van het intercept,  $a$ , de som van het gestandaardiseerde aantal hokken en records (de richtingscoëfficiënt  $b$  is immers 1). De  $a$ -waarde is berekend voor de handvangsten, gebaseerd op een combinatie van hokken en records. Ook bij deze methode kunnen de klassengrenzen slechts op arbitraire gronden worden vastgesteld.

Voor loopkevers hebben we gebruik gemaakt van hokken van  $10 \times 10 \text{ km}^2$ , terwijl voor veel andere groepen gegevens per  $5 \times 5 \text{ km}^2$  hok (uurhokken) beschikbaar zijn. De grootte van de hokken heeft uiteraard invloed op de berekende bezettingspercentages.

We hebben verschillende alternatieve methoden om zeldzaamheid te kwantificeren toegepast. Vervolgens zijn de consequenties hiervan voor de samenstelling van de zeldzaamheidscategorieën bekeken. Hieronder worden de negen methoden voor de berekening van zeldzaamheid kort besproken:

**Methode 1.** De officiële methode, waarbij de mate van zeldzaamheid gebaseerd is op het percentage bezette atlashokken, gebruik makend van de bovengenoemde zeldzaamheidsklassen en uitgaande van de gegevens van de recente periode.

**Methode 2.** Als methode 1, maar met gebruik van aangepaste klassengrenzen volgens de paddestoelenprocedure. De factor waarmee de klassengrenzen moesten worden gecorrigeerd bedroeg 0,71, het quotient van het aantal hokken van de meest algemene soort, *Pterostichus strenuus* (Panzer) (297) en het totale aantal hokken (420).

**Methode 3.** Als methode 1, maar hierbij hebben we de berekeningen gebaseerd op alle beschikbare gegevens, dat wil zeggen van alle perioden.

**Methode 4.** Hierbij is de zeldzaamheid, als  $a$ -waarde, berekend voor de handvangsten, gebaseerd op een combinatie van hokken en records. De berekeningen zijn gebaseerd op alle gegevens. De klassengrenzen zijn:  $a \geq 15$ : algemeen;  $10 \leq a < 15$ : vrij zeldzaam;  $5 \leq a < 10$ : zeldzaam; en  $a < 5$ : zeer zeldzaam.

**Methode 5.** Hierbij is de  $a$ -waarde berekend voor de potvangsten, als de combinatie van series en exemplaren. Voor deze methode geldt:  $a \geq 60$ : algemeen;  $40 \leq a < 60$ : vrij zeldzaam;  $5 \leq a < 40$ : zeldzaam; en  $a < 5$ : zeer zeldzaam.

**Methode 6.** Als derde variant is de  $a$ -waarde, als combinatie van hokken en records, berekend op de hand- en potvangstgegevens uit de recente periode, met als klassengrenzen 5, 10 en 15.

*Methode 7.* Als methode 6, maar de grenzen zijn nu zodanig gekozen dat in elke klasse precies zoveel soorten vallen als bij de methode 1:  $a \geq 25$ : algemeen;  $8,9 \leq a < 25$ : vrij zeldzaam;  $1,6 \leq a < 8,9$ : zeldzaam; en  $a < 1,6$ : zeer zeldzaam. Verschillen tussen beide methoden zijn dan alleen het gevolg van verschuivingen naar andere zeldzaamheidsklassen.

*Methode 8.* Sommige soorten worden beter bemonsterd met bodemvallen, voor andere soorten zijn verschillende handvangstmethoden beter. Om de mate van zeldzaamheid vast te stellen moet daarom eigenlijk worden gekozen voor die methode die gebaseerd is op de gegevens afkomstig van de beste vangtechniek. Dit kan bereikt worden door de resultaten van methode 4 en 5 zo te combineren, dat voor elke soort de minst kritische  $a$ -waarde wordt gekozen. Methode 8 is een combinatie van 4 en 5.

*Methode 9.* Deze methode is gelijk aan methode 8 maar dan met andere, strengere, klassengrenzen voor de  $a$ -waarden.

Deze negen methoden om zeldzaamheid te kwantificeren worden vergeleken op grond van de aantallen soorten die aan de verschillende zeldzaamheidsklassen worden toegewezen.

### *Trend*

Het vaststellen van trends komt feitelijk neer op het vergelijken van abundanties van twee of meer perioden. Hierbij doen zich tenminste twee problemen voor. Allereerst moeten de te vergelijken perioden worden gedefinieerd. Bij de diverse - ook officiële - Rode Lijsten zijn verschillende perioden met elkaar vergeleken. Ten tweede zijn waargenomen abundanties niet zonder meer vergelijkbaar als gevolg van verschillen in vang- of waarnemingsintensiteit. Er moeten hiervoor dus correcties plaatsvinden. Soms wordt het totaal aantal waarnemingen of records van alle soorten in een periode als maat gezien voor deze intensiteit (paddestoelen), dan weer wordt deze gebaseerd op de abundanties van een paar soorten die geen trend zouden vertonen (dagvlinders), of zijn weer andere variaties op deze correctie-

methoden ontwikkeld (reptielen en amfibieën). De methode die wij voor de loopkevers gebruiken gaat ervan uit dat het totaal aantal waarnemingen (hokken of records) per periode de beste maat is voor algemene vangintensiteit en bij alle hieronder genoemde methoden zijn de waarnemingen gerelateerd aan dit totale aantal. Deze methode werd eerder gebruikt door Desender & Turin (1989). Net als bij de zeldzaamheidsbepalingen moet ook de mate van achteruitgang op grond van arbitraire criteria worden vastgesteld.

Volgens de officiële methode wordt de mate van achteruitgang gebaseerd op de afname van het percentage bezette hokken en worden de volgende trendklassen onderscheiden: stabiel/toegenomen (0/+ : achteruitgang <25%); afgenomen (t: achteruitgang tussen 25 en 50%); sterk afgenomen (tt: achteruitgang tussen 50 en 75%); en zeer sterk afgenomen (ttt: achteruitgang >75%). Een alternatieve wijze om tot een klassenindeling te komen is mogelijk door deze te baseren op de mate van significantie van de verschillen. Hierbij worden per soort een  $\chi^2$ - en een G-toets uitgevoerd om te bepalen of er een significant verschil bestaat tussen het aantal bezette hokken (records) in de te vergelijken perioden, rekening houdend met het totaal aantal bezette hokken (records) in beide perioden. Bij de klassenindeling zijn dezelfde grenswaarden gebruikt als bij de procedure voor de Vlaamse Rode Lijst van loopkevers en zandloopkevers (Desender et al., 1995). Tenslotte is een procedure gevolgd, gebaseerd op regressieanalyses over 11 decades. De regressielijn van soorten met een neerwaartse trend moet een helling hebben die significant afwijkt van 0 ( $p < 0,01$ ). De mate van afname wordt bepaald door de helling zelf en de klassenindeling is gebaseerd op hiaten in de gesorteerde reeks van hellingshoeken.

We hebben verschillende alternatieve methoden om trends te kwantificeren toegepast. Omdat men pas vanaf circa 1950 regelmatig bodemvallen is gaan gebruiken, zijn voor de trendbepalingen alleen de handvangstgegevens gebruikt. Vervolgens is de consequentie van de methode voor de samenstelling van de trendcategorieën bekeken. Hieronder worden

Tabel 1. Overzicht van toegepaste Rode-Lijstmethoden (getallen tussen haakjes verwijzen naar de gebruikte zeldzaamheids- en trendmethoden, zie tekst en tabel 2 en 3).

# methode zeldzaamheid	methode trend
1: % hokken, recente periode, hand&pot (1)	% hokken, recent/referentie (1)
2: als 1, met correctie klassengrenzen (2)	% hokken, recent/referentie (1)
3: % hokken, recente periode, hand&pot (1)	$\chi^2$ , recent/referentie (9)
4: als 3, met correctie klassengrenzen (2)	$\chi^2$ , recent/referentie (9)
5: <i>a</i> -waarde, hele periode, hand-pot (7)	regressie <i>a</i> -waarde (19)
6: <i>a</i> -waarde, combinatie van (4) en (5) (8)	regressie <i>a</i> -waarde (19)
7: <i>a</i> -waarde, combinatie van (4) en (5) (9)	regressie <i>a</i> -waarde (19)

de 19 uitgevoerde methoden voor de berekening van trend kort besproken:

*Methode 1.* Hierbij zijn trends vastgesteld volgens de officiële procedure, waarbij de recente periode, 1970-1996, vergeleken is met de referentieperiode, 1900-1949.

*Methoden 2 - 4.* In plaats van een vergelijking tussen de recente en de referentieperiode is gekeken naar de verandering in percentage bezette hokken voor en vanaf 1930, 1950 en 1970 respectievelijk.

*Methoden 5 - 8.* Voorgaande vier methoden zijn vervolgens uitgevoerd op grond van het aantal records in plaats van hokken.

*Methoden 9 - 16.* Voorgaande acht procedures zijn herhaald, waarbij de klassenindeling is gebaseerd op de mate van significantie van de verschillen in bezetting ( $\chi^2$ - en G-toets).

*Methoden 17 - 19.* Hierbij is gebruik gemaakt van een regressieanalyse van respectievelijk het (gestandaardiseerde) aantal records, hokken en de *a*-waarde, als combinatie van hokken en records, per decade.

Deze 19 trendmethoden worden vergeleken op grond van de aantallen soorten die aan de

verschillende trendklassen worden toegewezen.

### Rode Lijsten

Door de trendklassen en de zeldzaamheidsklassen te combineren volgens een officieel schema worden de Rode-Lijstcategorïeën verkregen. We hebben zeven Rode Lijsten opgesteld op grond van slechts enkele toegepaste methoden voor zeldzaamheid en trend (tabel 1). Deze zeven lijsten (= methoden) worden onderling vergeleken op grond van de aantallen soorten in de verschillende Rode-Lijstklassen.

## Resultaten

### Zeldzaamheid

Tabel 2 geeft een overzicht van de aantallen soorten die bij de diverse zeldzaamheidsmethoden in de verschillende zeldzaamheidsklassen (z, zz, zzz) vallen. Het resultaat van de zeldzaamheidsanalyse wordt bepaald door de

Tabel 2. Resultaten van de zeldzaamheidsanalyses. Gegeven zijn de aantallen soorten die in de diverse zeldzaamheidsklassen vallen (z: vrij zeldzaam; zz: zeldzaam; zzz: zeer zeldzaam), het totaal en het percentages hiervan ten opzichte van alle soorten. Tussen haakjes zijn de klassengrenzen gegeven.

methoden	z	zz	zzz	$\Sigma$	%
1: % hokken, recente gegevens, hand&pot	70	83	83	236	62
2: als 1, met correctie klassengrenzen	60	92	61	213	56
3: % hokken, alle gegevens, hand&pot	57	94	26	177	47
4: <i>a</i> -waarde (5-10-15), alle gegevens, hand	26	50	66	142	37
5: <i>a</i> -waarde (5-40-60), alle gegevens, pot	44	72	49	165	52
6: <i>a</i> -waarde (5-10-15), recente periode, hand&pot	20	36	139	195	51
7: <i>a</i> -waarde (1,6-8,9-25), recente periode, hand&pot	70	83	83	236	62
8: <i>a</i> -waarde als combinatie van 4 en 5	30	52	56	138	36
9: als 8, met andere klassengrenzen voor 4 en 5	25	31	23	79	21

toegepaste procedure. Het hoogste percentage zeldzame soorten wordt gevonden bij de officiële methode (62%). Bij gecorrigeerde klassengrenzen (de paddestoelenmethode) daalt het aantal zeldzame soorten met 6% en als we uitgaan van alle gegevens in plaats van alleen de recente, zien we een daling met 15%. Het effect van de methoden gebaseerd op de  $a$ -waarde (methoden 4 - 9) is moeilijker te beoordelen. Ook hier is immers de klassenindeling gemaakt op arbitraire criteria en deze keuze is uiteindelijk bepalend voor de aantallen in de zeldzaamheidsklassen. Bij methode 7 zijn de klassengrenzen zodanig gekozen dat er evenveel soorten in deze klassen vallen als bij de officiële methode (1). Hoewel dus de aantallen soorten in de zeldzaamheidsklassen gelijk zijn, zien we dat in totaal 26 soorten ( $\pm 7\%$ ) in een andere zeldzaamheidsklasse vallen.

### Trend

Tabel 3 laat de resultaten zien van de trendanalyses. De officiële procedure leidt tot 172 soorten die een neerwaartse trend zouden vertonen, dat is 45% van het aantal inheemse loopkevers. Ook blijkt dat, ondanks correctie

voor vangintensiteit, de keuze van het breekpunt van belang is, zowel voor hokken als records. Het verschil tussen 1950 en 1970 als breekpunt lijkt uit de gegevens van tabel 3 klein. Als we de vergelijking echter baseren op het aantal soorten dat in een ander klasse terecht komt dan zien we dat het verschil tussen methode 3 (hokken, 1950) en 4 (hokken, 1970) 77 soorten bedraagt (20%). Zo gemeten bedraagt het verschil tussen de officiële methode (1) en methoden 2, 3 en 4 respectievelijk 22, 20 en 18%. Methoden waarbij achteruitgang berekend is als percentage afgenomen hokken (of records) leveren meer soorten op met een negatieve trend dan de methoden waarbij de mate van achteruitgang statistisch is vastgesteld met behulp van de  $\chi^2$ -toets. Vergelijken we de officiële procedure (1) met zijn  $\chi^2$ -equivalent (9) dan zien we een achteruitgang van 45 naar 22% achteruitgaande soorten. De drie op regressieanalyses gebaseerde procedures leveren het laagste aantal achteruitgaande soorten.

Hoewel dit buiten de officiële Rode-Lijst-procedure valt is voor de  $\chi^2$ -methoden ook het aantal soorten bepaald met een toenemende trend. Beperken we ons tot de soorten van de

Tabel 3. Resultaten van de trendanalyses. Gegevens zijn de aantallen soorten die in de diverse trendklassen vallen (t: afgenomen; tt: sterk afgenomen; ttt: zeer sterk afgenomen), het totaal en het percentage hiervan ten opzichte van alle soorten.

methode	t	tt	ttt	$\Sigma$	%
1: hokken, %, recent/referentie	67	52	53	172	45
2: hokken, %, voor en na 1930	24	9	16	49	13
3: hokken, %, voor en na 1950	48	71	81	200	53
4: hokken, %, voor en na 1970	69	58	65	192	51
5: records, %, recent/referentie	41	61	67	169	44
6: records, %, voor en na 1930	17	15	19	51	13
7: records, %, voor en na 1950	55	57	47	159	42
8: records: %, voor en na 1970	48	71	81	200	53
9: hokken, $\chi^2$ , recent/referentie	28	24	30	82	22
10: hokken, $\chi^2$ , voor en na 1930	26	25	33	84	22
11: hokken, $\chi^2$ , voor en na 1950	28	24	36	88	23
12: hokken, $\chi^2$ , voor en na 1970	31	33	35	99	26
13: records, $\chi^2$ , recent/referentie	22	28	96	146	38
14: records, $\chi^2$ , voor en na 1930	17	21	93	131	34
15: records, $\chi^2$ , voor en na 1950	25	27	99	151	40
16: records, $\chi^2$ , voor en na 1970	32	32	110	174	46
17: records, regressie	17	8	3	28	7
18: hokken, regressie	25	15	4	44	12
19: $a$ -waarde, regressie	18	5	4	27	7

Tabel 4. Resultaten van de Rode-Lijstanalyses (getallen tussen haakjes verwijzen naar de gebruikte zeldzaamheids- en trendmethoden, zie tekst en tabel 2 en 3). Gegeven zijn de aantallen soorten die in de diverse Rode-Lijstklassen vallen (EB: ernstig bedreigd; BE: bedreigd; KW: kwetsbaar, GE: gevoelig), het totaal (RL) en het percentage hiervan ten opzichte van alle inheemse soorten.

methode		Rode-Lijstcategoriën					
zeldzaamheid	trend	EB	BE	KW	GE	RL	%
-hokken-							
1: %, recent, hand&pot (1)	%, recent/referentie (1)	38	42	62	16	158	43
2: als 1, met correctie (2)	%, recent/referentie (1)	35	37	59	16	147	40
3: %, recent, hand&pot (1)	$\chi^2$ , recent/referentie (9)	4	20	37	69	130	35
4: als 3, met correctie (2)	$\chi^2$ , recent/referentie (9)	3	16	34	54	107	29
-a-waarde-							
5: recent, hand&pot (7)	regressie (19)	4	4	4	65	77	20
6: combinatie (4) en (5) (8)	regressie (19)	0	2	3	49	54	15
7: combinatie (4) en (5) (9)	regressie (19)	0	0	1	22	23	6

klasse 'sterk toegenomen', dan vinden we voor methode 9 in totaal 35 sterk toegenomen soorten tegenover 24 sterk afgenomen soorten en voor methode 15 bedragen deze aantallen 32 en 24 respectievelijk. Voor de methoden gebaseerd op records zijn de verschillen zelfs groter: methode 13 levert 81 sterk toegenomen soorten op tegenover 28 sterk afgenomen soorten en methode 15 tenslotte, geeft 89 sterk toegenomen en slechts 27 sterk afgenomen soorten.

Soorten met maar weinig gegevens, zijn niet bij voorbaat van de analyse uitgesloten. Vanwege de lage aantallen zullen bij de  $\chi^2$ - en regressiemethoden voor dergelijke soorten geen significante resultaten gevonden worden.

### Rode Lijsten

Tabel 4 geeft de aantallen soorten per categorie, van de zeven opgestelde Rode Lijsten. Soorten die niet behoren tot de genoemde categorieën zijn of niet bedreigd (*thans niet bedreigd*; TNB), of van deze soorten kon vanwege lage aantallen geen significant trend aangetoond worden.

De officiële methode (1) levert het grootste aantal Rode-Lijstsoorten, namelijk 158, 43 procent van de door ons als inheems beschouwde loopkevers. Als we de niet-inheemse soorten zouden rekenen tot de uitgestorven soorten dan zou het percentage Rode-Lijstsoorten zelfs 45 bedragen. Wanneer de klassengrenzen voor zeldzaamheid worden ge-

corrigeerd (paddestoelenmethode) daalt dit percentage naar 40. Bij toepassing van de  $\chi^2$ -methode daalt dit percentage nog verder, tot 29 bij methode 4. Wordt de trend bepaald op grond van een regressieanalyse van *a*-waarden, dan zien we een nog geringer percentage Rode-Lijstsoorten. Methode 5, waarbij de klassengrenzen voor zeldzaamheid zodanig zijn gekozen dat de verdeling van het aantal soorten per klasse hetzelfde is als bij de officiële methode, levert slecht 20% Rode-Lijstsoorten. Dit aantal neemt uiteraard nog verder af als strengere criteria voor de zeldzaamheidsklassen worden gesteld.

### Discussie

#### Zeldzaamheid

De verschillende methoden om zeldzaamheid te kwantificeren leiden tot verschillende resultaten. De methoden die uitgaan van het percentage bezette hokken (methoden 1 - 3) hebben als nadeel dat ze slechts in zeer beperkte mate van de beschikbare gegevens gebruik maken en (daardoor) slechts een beperkt aspect van zeldzaamheid, verspreiding in Nederland, in acht nemen. De alternatieve methoden, waarbij zeldzaamheid wordt uitgedrukt in de *a*-waarde, betrekken ook dichtheden in de zeldzaamheidsbepaling. Groot nadeel van beide benaderingen is dat klassengrenzen arbitrair moeten worden vastgesteld. Zeldzaamheid zou op een biologisch zinvolle

wijze gedefinieerd en gekwantificeerd moeten worden. Het is zeer de vraag of dat mogelijk is, gezien de volgende problemen.

Niet alle soorten hebben een even grote kans om waargenomen of verzameld te worden. Deze kansen hangen af van eigenschappen van de soort zelf (fenologie, levenswijze, grootte, activiteit), van haar habitat en van de toegepaste vangmethoden (vergelijk potvangsten, handvangsten, lichtvangsten en vangsten met het sleepnet bij loopkevers). Ook kwaliteiten van de verzamelaar beïnvloeden vangkansen. Vangkansen van soorten kunnen zelfs toenemen bij grotere zeldzaamheid: het is bekend dat in veel collecties zeldzame soorten oververtegenwoordigd zijn. Het gevolg van dit alles is dat vergelijkbare (relatieve) aantallen in het databestand niet noodzakelijkerwijs wijzen op vergelijkbare aantallen in het veld.

Niet alle soorten hebben even hoge natuurlijke dichtheden. Het is onzinnig om te zeggen - om het voorbeeld van Van der Steen (1973) te gebruiken - dat in een bepaald bos eekhoorns veel zeldzamer zijn dan een bepaalde bacteriesoort. Het is zelfs niet zinvol om eekhoorns met vogels te vergelijken, haviken met mussen, of *Pterostichus melanarius* (Illiger) met *Lebia chlorocephala* (Hoffmann). De maximale dichtheden van verschillende soorten, ook binnen dezelfde familie of hetzelfde genus, liggen vaak op verschillende niveaus. Bovendien kan er ook nog sprake zijn van geografische variatie in dichtheden van een soort. Soorten zijn aan de rand van hun areaal meestal van nature zeldzaam en vertonen vaak sterke aantalsfluctuaties. Het gevolg van dit alles is dat ongelijke (relatieve) aantallen in het databestand niet behoeven duiden op verschil in zeldzaamheid.

Er zijn verschillende vormen van zeldzaamheid: sommige soorten zijn zeldzaam omdat ze, hoewel waargenomen in veel atlas-hokken, altijd in lage dichtheden worden gevonden, terwijl andere soorten zeldzaam zijn omdat ze slechts in enkele hokken voorkomen, maar daar soms wel in hoge dichtheden. Zo is *Dicheirotrichus gustavi* Crotch, waargenomen in 65 hokken terwijl er ruim 83.000 exemplaren uit bodemvallen bekend zijn.

*Clivina fossor* (Linnaeus), een algemene soort, is weliswaar bekend van 291 hokken, maar uit bodemvallen zijn nog geen 11.000 exemplaren bekend.

Een gevolg van de procedure - waarbij zeldzaamheid berekend wordt op grond van het percentage bezette hokken - is dat de mate van zeldzaamheid ook afhangt van het aantal hokken waar een soort *niet* voorkomt: hoe groter dit gebied, hoe zeldzamer de soort. In Nederland hebben we een beperkt aantal hokken waarin duinen voorkomen. De zeldzaamheid van soorten die gebonden zijn aan het duinbiotop hangt bij wijze van spreken mede af van de grootte van de Hoge Veluwe. Niemand zal willen beweren dat olifanten zeldzaam zijn in Nederland. Ze komen hier immers niet voor, hun biotoop bevindt zich niet binnen Nederland. Ook kan je van vissen niet zeggen dat ze zeldzaam zijn in bossen. Toch speelt bij de bepaling van de zeldzaamheid van oeversoorten de oppervlakte van het gebied waar hun biotoop niet voorkomt een grote rol.

Den Boer (1967) stelt dat er onderscheid gemaakt zou moeten worden tussen echte zeldzaamheid en schijnzeldzaamheid. Klomp (1970) gaat verder en stelt dat ook de echte zeldzaamheid een relatief begrip is. Ons inziens is zoiets als echte of objectieve zeldzaamheid niet vast te stellen en mogelijk zelfs een fictie. De diverse methoden om zeldzaamheid te kwantificeren zijn slechts rekentechnische procedures die weinig rekening houden met de biologische realiteit.

### *Trend*

De verschillende methoden om trends vast te stellen leiden tot verschillende resultaten. Ons inziens zou tenminste een methode gebruikt moeten worden waarbij de gegevens statistisch worden verwerkt om de mate van significantie van een eventuele trend te kunnen vaststellen. Net als bij zeldzaamheid vindt ook hier de toewijzing van soorten aan trendklassen op arbitraire gronden plaats. Het grootste probleem is echter dat abundanties van soorten in verschillende perioden niet zomaar ver-



geleken kunnen worden. Het aantal vangsten van een bepaalde soort hangt enerzijds af van dichtheden in het veld, anderzijds van vangintensiteit. Om trends in absolute abundanties te kunnen vaststellen zullen deze twee factoren uit elkaar moeten worden gehaald. Het is zeer de vraag of op basis van de huidige databestanden trends wel vast te stellen zijn, gezien de volgende problemen.

Bij de verschillende officiële Rode Lijsten zijn pogingen gedaan om voor deze verschillen in waarnemings- of vangintensiteit tussen de te vergelijken perioden te corrigeren. Bij paddestoelen (Arnolds & Kuyper, 1996) en dagvlinders (Wynhoff & Van Swaaij, 1995) wordt het aantal waarnemingen van respectievelijk alle en een selectie van soorten, beschouwd als maat voor de vangintensiteit voor de betreffende periode. De abundanties van de individuele soorten worden vervolgens relatief aan dit totaal berekend. Bij de dagvlinders houdt de correctiemethode bijvoorbeeld in dat eerst soorten worden geselecteerd waarvan het voorkomen tussen 1901 en 1980 min of meer gelijk is gebleven. De toegepaste selectiemethode heeft ons inziens slechts geleid tot (drie) referentiesoorten waarvan de combinatie van abundantie en vangstintensiteit in de loop van de tijd niet sterk is veranderd, en niet tot soorten waarvan alleen de talrijkheid gelijk is gebleven. Bij de Rode Lijst van paddestoelen is de huidige periode (1986-1993) vergeleken met een referentieperiode (1890-1985). Het breekjaar 1986 is gekozen omdat van voor die datum evenveel waarnemingen bekend zijn als van na die datum. Deze methode is equivalent met methoden waarbij een breekjaar wordt gekozen op andere gronden en waarbij de aantallen gecorrigeerd worden ten opzichte van het totaal aantal waarnemingen van alle soorten in beide perioden. Bij het opstellen van de Rode Lijst van loopkevers van Vlaanderen corrigeren Desender et al. (1995) de aantallen met behulp van de gegevens van de genera *Calosoma*, *Carabus* en *Cicindela*, aannemende dat deze soorten altijd door verzamelaars zijn gezocht en dat daardoor hun aantallen een weerspiegeling zijn van vangintensiteit. Bij de diverse Rode Lijsten zijn ver-

schillende perioden of breekjaren gehanteerd. Bij dagvlinders wordt periode 1986-1993 vergeleken met periode 1901-1950. Bij de zoogdieren is gekozen voor 1960 als breekjaar, omdat na 1960 zich vele veranderingen in ons landschap zouden hebben voorgedaan (Hollander & Van der Reest, 1994) en bij de reptielen en amfibieën is als referentieperiode het tijdvak voor 1950 gekozen want "De meest ingrijpende veranderingen in het Nederlandse landschap voor de herpetofauna zijn in de jaren vijftig in gang gezet" (Creemers, 1996). Ook bij planten is het breekjaar 1950 (Weeda et al., 1990).

Alvorens een correctiemethode toe te passen dient aangetoond te zijn dat deze ook werkelijk corrigeert voor vangintensiteit. Het totaal aantal waarnemingen is evenzeer een resultaat van vanginspanning en abundantie als het aantal waarnemingen van individuele soorten. Stel dat dit totaal toch een voldoende betrouwbare maat zou zijn, dan wordt bij toepassing impliciet nog de aanname gedaan dat relatieve vangkansen constant zijn. De methode gaat er van uit dat soorten in de te vergelijken perioden in vergelijkbare verhoudingen hebben geprofiteerd van vanginspanning. De activiteiten van het Biologisch Station hebben er voor gezorgd dat voor loopkevers de vanginspanning in een bepaalde periode toenam, hetgeen ongetwijfeld resulteerde in een toename van het aantal waarnemingen. Slechts een beperkt aantal soorten heeft echter geprofiteerd van deze toegenomen inspanningen: vooral de heide- en bossoorten. We zouden dus niet moeten corrigeren met een factor die de totale vanginspanning uitdrukt, maar met een soortspecifieke factor, hetgeen niet realiseerbaar is.

Een gevolg van procedures waarbij de correctiefactor is gebaseerd op het totaal aantal waarnemingen, is nog dat de absolute toename van een aantal soorten kan leiden tot een relatieve afname van andere.

Veel correctiemethoden leveren relatieve abundanties. Vergelijking van relatieve abundanties in verschillende perioden geeft informatie over relatieve veranderingen en niet over absolute veranderingen. Er zijn reeds vele verschillende correctiemethoden toegepast,

maar nooit is aangetoond dat deze werkelijk in staat waren om abundantie en vangintensiteit te scheiden. Ons inziens moet er onderscheid gemaakt worden tussen schijntrends en echte trends. Echte trends kunnen alleen vastgesteld worden door een goed opgezet monitoringsysteem.

### *Harmonisatie*

Volgens het IKC-Natuurbeheer wordt door standaardisatie of harmonisatie "... vergelijkbaarheid met buitenlandse rode lijsten mogelijk", en "kan de situatie van de verschillende soortengroepen beter met elkaar vergeleken worden" (Van Ommering, 1994). Ook Van Ommering (1994) constateert dat er verschillen zijn in benadering (andere referentieperioden, andere definities van gebruikte begrippen) die voor een deel samenhangen met eigenschappen van de betreffende groep of het gegevensbestand. Echter, vanwege 'verschillend ruimtebeslag' worden er voor planten en ongewervelden enerzijds en gewervelden anderzijds, verschillende officiële klassengrenzen voor zeldzaamheid gehanteerd. Ondanks de voorschriften worden er in de praktijk verschillende klassengrenzen, referentieperioden en correctiemethoden gebruikt, hoewel voor de trend-, zeldzaamheids- en Rode-Lijstcategorieën dezelfde terminologie gebruikt wordt. Er is daardoor sprake van schijnharmonisatie: de categorieën hebben weliswaar dezelfde naam maar niet dezelfde inhoud.

Is harmonisatie eigenlijk wel gewenst? De differentiatie tussen planten en ongewervelden aan de ene kant en gewervelden aan de andere, gaat ons inziens niet ver genoeg: ook paddestoelen, pissebedden en pantoffeldiertjes hebben een verschillend ruimtebeslag. De diverse databestanden zijn zo verschillend van inhoud en aard, dat het gerechtvaardigd lijkt om voor elke taxonomische groep een specifieke methode te ontwerpen. Het gevolg van harmonisatie is dat voor verschillende groepen suboptimale methoden worden toegepast. Hierdoor neemt de vergelijkbaarheid tussen deze groepen, het doel van de harmonisatie, juist af.

### *Alternatieven*

De meeste opstellers van Rode Lijsten zijn zich wel bewust van de tekortkomingen van de procedures: "... nadelen zijn er zeker, maar er is geen beter alternatief". Als er geen alternatief is, moet de vraag beantwoord worden of de toegepaste methoden wel aanvaardbaar zijn. Gebrek aan een alternatief is geen legitimatie voor een onverantwoorde methode. Volgens het advies van de Natuurbeschermingsraad (Natuurbeschermingsraad, 1994) dienen Rode Lijsten op een wetenschappelijk verantwoorde wijze te worden samengesteld. Uit bovenstaande is wel duidelijk geworden dat de huidige procedures niet aan dit criterium voldoen. Daarnaast is het de vraag wáár we precies een alternatief voor moeten zoeken? In theorie is het misschien wel mogelijk om Rode Lijsten op te stellen volgens meer verantwoorde procedures, waarbij aan het begrip zeldzaamheid meer biologische inhoud wordt gegeven en waarbij trends gebaseerd zijn op monitoring. In de praktijk is dit voorlopig geen alternatief: het beleid heeft ze immers nú nodig. Misschien moeten we zoeken naar afzonderlijke alternatieven voor elk van de vele functies van Rode Lijsten. We zullen ons hier beperken tot enkele opmerkingen over twee toepassingen, namelijk Rode-Lijstsoorten als indicatoren voor natuurkwaliteit, en de selectie van doelsoorten ten behoeve van de natuurdoeltypen-benadering.

*Kwaliteitsindicatoren* - Rode-Lijstsoorten worden gebruikt als indicatoren voor algemene natuurkwaliteit. Er zijn inmiddels al dan niet officiële Rode Lijsten verschenen van onder meer vogels, zoogdieren, reptielen en amfibieën, hogere planten, blad- en levermossen, mossen en korstmossen, paddestoelen en dagvlinders. Van de 5440 soorten van de genoemde groepen staat 55% op de Rode Lijst! Hieruit wordt dan de conclusie getrokken dat het slecht gaat met de natuur in Nederland. Van de 47 dagvlinders van de Rode Lijst komt 47% in Limburg voor. Betekent dit dat het niet goed gaat met de natuur in Limburg? Of is Limburg juist een laatste toevluchtsoord voor veel bedreigde vlinders? In de Blauwe Kamer, een

natuurontwikkelingsproject in de uiterwaarden bij Rhenen en Wageningen, zijn 176 soorten loopkevers vastgesteld, dat is 48% van de Nederlandse fauna. Op de Rode Lijst van loopkevers in Nederland, samengesteld volgens de officiële richtlijnen, staat 43% van de soorten. Bijna 16% van deze Rode-Lijstloopkevers is aangetroffen in de Blauwe Kamer. Gaat het dus goed met de natuur in de Blauwe Kamer?

Als er al zoiets bestaat als algemene natuurkwaliteit dan valt moeilijk in te zien dat deze gemeten zou kunnen worden aan een handvol voornamelijk aabare diergroepen. Wat zeggen dagvlinders over dansmuggen, kikkers over kniptorren en paddestoelen over pissebedden? Of streven we naar Rode Lijsten van alle diersoorten en plantengroepen die in Nederland voorkomen? Gezien de hoofddoelstelling van het Natuurbeleidsplan, behoud van biodiversiteit, zou dat eigenlijk wel verwacht mogen worden. We hebben dan nog een lange weg te gaan: de groepen waarvoor Rode Lijsten opgesteld zijn, vertegenwoordigen nog geen 2% van de Nederlandse fauna. Als we de huidige trend doortrekken zullen er uiteindelijk ongeveer 12.500 soorten meercellige dieren op de Rode Lijst staan. Een onwerkbaar aantal dus.

Ons inziens is het onmogelijk om op grond van het aantal Rode-Lijstsoorten conclusies te trekken over natuurkwaliteit. Als in een gebied geen soorten worden aangetroffen die op de huidige Rode Lijsten voorkomen, is dat geen enkele garantie dat er zich in dat gebied geen soorten bevinden van taxa die wel zeldzaam of bedreigd zijn, maar waarvoor deze lijsten nog niet zijn opgesteld. En met Rode Lijsten van meer groepen zal het probleem van de interpretatie alleen maar groter worden: hoe wegen 10 Rode-Lijstpaddestoelen op tegen 10 Rode-Lijstsnuitkevers? Om op bovengenoemde voorbeelden terug te komen: dat er in Nederland zoveel Rode-Lijstsoorten voorkomen is een artefact van de gevolgde procedures; dat er in Limburg zoveel dagvlinders van de Rode Lijst voorkomen komt doordat een groot deel van Limburg eigenlijk in België ligt; dat er in de Blauwe Kamer zoveel Rode-Lijstloopkevers zijn aangetroffen, is

vooral het gevolg van grote verzamelinspanning.

*Doelsoorten* - De hoofddoelstelling van het Natuurbeleidsplan is het behoud van biodiversiteit via de realisatie van de Ecologische Hoofdstructuur. Hierbij spelen zogenoemde doelsoorten een belangrijke rol. "EB, BE en KW-soorten zijn automatisch doelsoort" en "zowel het soortenbeleid als het gebiedsbeleid oriënteren zich voornamelijk op de doelsoorten", zo valt in de inleidingen bij de officiële Rode Lijsten te lezen. Deze doelsoorten worden dus gerecruteerd uit Rode Lijsten. Is er een alternatief voor de selectie van doelsoorten? Is een alternatief wel nodig?

Het antwoord op deze vragen hangt af van de keuze voor een bepaalde natuurvisie. Er zijn in grote lijnen twee richtingen te onderscheiden: het wildernisconcept en het biodiversiteitsconcept (zie bijvoorbeeld Bakker, 1997).

Volgens het biodiversiteitsconcept kan de natuur niet aan haar lot worden overgelaten en moet een handje worden geholpen: er moet regelmatig geschoffeld worden, plagsel worden uitgestrooid, verbindingzones aangelegd, en soms moeten zelfs soorten worden ge(her)introduceerd. Geleerde mensen leggen in rapporten vast hoe de natuur zich dient te ontwikkelen, en zij formuleren toetsbare doelstellingen. Er moet een verantwoord beleid worden uitgestippeld en er moet een afgewogen beheer worden gevoerd. Doelsoorten, en dus Rode Lijsten, zijn hierbij onontbeerlijk.

Volgens het wildernisconcept spontane processen het verloop van de successie te bepalen. Hoogstens kan in traditioneel beheerde gebieden een gunstige beginsituatie worden gecreëerd. Er zullen onvoorspelbare ontwikkelingen volgen die uiterst interessant zijn om te bestuderen. Er zijn geen doelsoorten nodig, en Rode Lijsten zijn dus overbodig.

## Conclusies

*Rode Lijsten: vol onzin* - De verschillende methoden om Rode Lijsten te produceren leiden tot verschillende resultaten (fig. 2). Deze hangen sterk af van de wijze waarop zeldzaam-

Fig. 2. *Carabus auratus* Linnaeus: een Rode-Lijst-soort als de officiële procedure wordt gevolgd, een *thans-niet-bedreigde* soort volgens een aantal alternatieve Rode-Lijstmethoden (Foto: Th. Heijerman).



heid en trend zijn vastgesteld en van de classificatiecriteria. Zeldzaamheid is een relatief begrip dat niet kan worden gekwantificeerd zonder dit van z'n biologische inhoud te ontdoen. Trends, met name voor de cryptobiota, zijn niet vast te stellen op grond van de huidige gegevensbestanden. Harmonisatie van de procedure is als gevolg van de uiteenlopende aard van de databestanden niet mogelijk. De huidige Rode Lijsten, in het bijzonder die voor de cryptobiota, zijn niet op wetenschappelijk verantwoorde wijze samengesteld, maar in hoge mate kunstmatige constructies.

*Rode Lijsten: niet zinvol* - Volgens het biodiversiteitsconcept streeft men naar 'natuur'-ontwikkeling, volgens het wildernisconcept naar natuurlijke ontwikkeling. Wij willen sterk pleiten voor echte of wilde natuur, die wordt gekenmerkt door spontane processen en zelfregulatie. In deze visie is geen behoefte aan streefbeelden, natuurdoeltypen, doelsoorten of Rode Lijsten.

## Dankwoord

De auteurs willen Irma Jorritsma, Kees Alders, Kees Booy en Berend Aukema danken voor commentaar op een eerdere versie van dit artikel.

## Literatuur

- ARNOLDS, E. J. M. & G. VAN OMMERING, 1996. *Bedreigde en kwetsbare paddestoelen in Nederland. Toelichting op de Rode Lijst*: 1-120. IKC Natuurbeheer, Wageningen.
- ARNOLDS, E. J. M. & TH. W. KUYPER, 1996. *Bedreigde en kwetsbare paddestoelen in Nederland. Basisrapport met voorstel voor de rode lijst*: 1-38, bijlage. Nederlandse Mycologische Vereniging/Biologisch Station LUW, Wijster.
- BAKKER, J. P., 1997. Natuurontwikkeling kan niet zonder onderzoek. - *Levende Natuur* 98: 48-50.
- BOER, P. J. DEN, 1967. De relativiteit van zeldzaamheid. - *Ent. Ber., Amst.* 27: 52-60.
- CREEMERS, R. C. M., 1996. *Bedreigde en kwetsbare reptielen en amfibieën in Nederland. Basisrapport met voorstel voor de Rode Lijst*: i-iv, 1-78. Publicatiebureau Stichting RAVON, Nijmegen.
- DESENDER, K. D. MAES, J.-P. MAELFAIT & M. VAN KERCKVOORDE, 1995. Een gedocumenteerde Rode lijst van de zandloopkevers en loopkevers van Vlaanderen. - *Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud* 1: 1-208.
- DESENDER, K. & H. TURIN, 1989. Loss of habitats and changes in the composition of the ground- and tiger-beetle fauna in West-European countries since 1950 (Coleoptera, Carabidae, Cicindelidae). - *Biol. Conserv.*, 48: 277-294.
- HOLLANDER, H. & P. VAN DER REEST, 1994. *Rode Lijst van bedreigde zoogdieren in Nederland (basisdocument)*: 1-95. Mededeling nr. 15 van de Vereniging voor zoogdierkunde en zoogdierbescherming (VZZ), Utrecht.
- KLOMP, H., 1970. De relativiteit van zeldzaamheid. - *Vakblad voor Biologen* 50: 105-110.
- NATUURBESCHERMINGSRAAD, 1994. *Rode Lijsten: signalen over natuur. Advies over ontwikkeling en gebruik van Rode Lijsten van bedreigde plante- en diersoorten*. Natuurbeschermingsraad, Utrecht.
- OMMERING, G. VAN, 1994. *Toelichting op Rode Lijsten in het Nederlandse beleid, vastgesteld door het Ministerie LNV, Directie NBLF, sector FF, conform besluit van de Klankbordgroep Rode Lijsten*. Notities

- van het IKC-Natuurbeheer.
- STEEN, W. J. VAN DER, 1973. *Inleiding tot de wijsbegeerte van de biologie*: i-ix, 1-274. Oosthoek, Utrecht.
- WEEDA, E. J., R. VAN DER MEIJDEN & P. A. BAKKER, 1990. Rode Lijst van de in Nederland verdwenen en bedreigde planten (Pterydophyta en Spermatophyta) over de periode 1.I.1980-1.I.1990. – *Gorteria* 16: 2-26.
- WYNHOFF, I. & C. A. M. VAN SWAAY, 1995. *Bedreigde en kwetsbare dagvlinders in Nederland, basisrapport met voorstel voor de Rode Lijst*: 1-84. VS95.11. De Vlinderstichting, Wageningen.

Geaccepteerd 19.ii.1998.