

Niet gezien of niet aanwezig?

Een statistische blik op veldwaarnemingen

Veldwaarnemingen staan aan de basis van het ecologische onderzoek en zijn daarmee ook essentieel voor de landschapsecologie. Maar het rommelt aan de basis door nieuwe statistische inzichten. Het noteren van af- en aanwezigheid of abundantie van soorten is niet voldoende als niet tevens rekening wordt gehouden met trefkansen van soorten, vindt een aantal Amerikaanse statistici. Dat heeft heel wat gevolgen voor het verzamelen en analyseren van veldgegevens.

In de Verenigde Staten woedt al enige jaren een stevige discussie over het belang van trefkansen bij waarnemingen van diersoorten. Een aantal statistici, merendeels verbonden aan de *US Geological Survey*, stelt dat de meeste ecologen onvoldoende rekening houden met het feit dat men een deel van de individuen niet waarneemt, terwijl die er wel zijn (Buckland *et al.*, 2004; MacKenzie *et al.*, 2002; 2003; Royle, 2004; Dorazio *et al.*, 2006). Het werkelijke aantal is gelijk aan het waargenomen aantal gedeeld door de trefkans. Zie je 10 individuen van een soort en is de trefkans 25%, dan is het werkelijke aantal dat er voorkomt dus 40.

Dit is op zichzelf geen nieuws. Ook bestaan er sinds jaar en dag goede methoden om de werkelijke aantallen te schatten op meetlocaties, zoals *mark-recapture*, *double-observer* en *distance sampling* (Sutherland, 2006). Dat zijn echter veelal intensieve telmethoden en daarom gebruiken veel onderzoekers liever eenvoudiger veldmethoden. Als je niet in het totale aantal geïnteresseerd bent, zo is de gedachte, dan zijn relatieve methoden namelijk goed genoeg. Je moet er dan wel voor zorgen dat de veldmethode gestandaardiseerd is, dat wil zeggen dat de omstandigheden van de metingen niet verschillen zodat de tellingen vergelijkbaar zijn.

Vraagtekens bij veldonderzoek

Maar de discussie is op scherp gezet sinds de genoemde statistici deze aanname van vergelijkbaarheid tussen rela-

tieve tellingen aanvechten. Ze stellen dat je er wetenschappelijk gezien niet van mag uit gaan dat de trefkansen op verschillende meetlocaties gelijk zijn en in de tijd onveranderd blijven, zelfs al is de veldmethode gestandaardiseerd. Als je bijvoorbeeld het aantal amfibieën vergelijkt tussen poelen, moet je corrigeren voor de verschillen in trefkansen. De trefkansen hangen van allerlei factoren af. Het water in de ene pool is bijvoorbeeld doorschijnender dan in andere poelen, waardoor je de dieren er beter kunt zien. Ook kan de kwaliteit tussen waarnemers verschillen en de kwaliteit van een waarnemer kan ook in de tijd veranderen. Nog lastiger is het als het gedrag van de soort niet overal hetzelfde is, bijvoorbeeld doordat de soort schuwer is in gebieden waar deze bejaagd wordt en dus minder zichtbaar dan elders. Soms is het gedrag zelfs afhankelijk van de dichtheid van een soort. Bij de rugstreeppad roepen sommige mannetjes alleen als er een paar andere mannetjes aanwezig zijn, maar stoppen ze daarmee als er nog meer mannetjes bijkomen (Schmidt, 2004). Als de soort op geluid wordt geïnventariseerd, dan is de geluidssterkte niet recht evenredig met de aanwezige aantallen.

Omdat met trefkansen vaak geen rekening is gehouden, zetten deze statistici vraagtekens bij de waarde van veel veldonderzoek. Onderzoek naar het verspreidingsgebied van soorten, naar de dynamiek van metapopulaties, naar de voorkeur van soorten voor bepaalde habitatty-

ARCO VAN STRIEN &
LEO SOLDAAT

Dr. A.J. van Strien
Projectgroep Natuurstatistieken,
Centraal Bureau voor de
Statistiek Postbus 24500,
2490 HA Voorburg
asin@cbs.nl

Dr. L.L. Soldaat Projectgroep
Natuurstatistieken, Centraal
Bureau voor de Statistiek

Foto **Tjitte Jan Hogeterp**
doorhetoogvandemens.nl
Geen nesten vinden of geen
nesten aanwezig?

pen, naar de soortenrijkdom van gebieden en dergelijke deugt in hun ogen niet als er geen rekening is gehouden met trefkansen. Zo produceert logistische regressie met presentie-absentiegegevens vertekende resultaten als absentie ook kan inhouden dat een soort niet gezien, maar in werkelijkheid wel aanwezig is (MacKenzie *et al.*, 2006). De Amerikanen hebben hierover de laatste vijf jaar een stroom artikelen geschreven in *Ecology* en andere toptijdschriften, waarin ze hun opvattingen etaleren en nieuwe statistische methoden introduceren om trefkansen te schatten en daarvoor te corrigeren (MacKenzie *et al.*, 2002; 2003; Royle, 2004; Dorazio *et al.*, 2006).

Er zijn echter ook twijfelaars die de aandacht voor trefkansen overdreven vinden en stellen dat standaardisatie van veldmethoden afdoende is (zie bijvoorbeeld Hutto & Young, 2003). Misschien overdrijven de statistici de gevaren van het niet meenemen van trefkansen inderdaad, maar ze komen met een groeiend aantal voorbeelden waarin het corrigeren voor trefkansen tot andere conclusies leidt. Soorten die eerst leken toe te nemen, blijken na correctie toch niet toe te nemen, maar alleen beter detecteerbaar (zie bijvoorbeeld MacKenzie *et al.*, 2003). In wetenschappelijke kringen zijn de twijfelaars aan de verliezende hand nu steeds meer onderzoekers het belang van trefkansen onderschrijven. In Europa zijn er inmiddels navolgers (Schmidt, 2004; Kéry & Plattner, 2007), maar in Nederland speelt de discussie nog nauwelijks (Strijbosch, 2008).

Het lijkt raadzaam om te verkennen in hoeverre het meenemen van trefkansen van belang kan zijn voor de Nederlandse situatie. Hier bespreken we de mogelijke gevolgen voor drie onderzoeksterreinen waarbij op grote schaal veldgegevens worden verzameld: (1) het landelijke verspreidingsonderzoek, (2) de landelijke monitoring van populatietrends en (3) fenologische waarnemingen. We hebben het vooral over verschillen in trefkansen bij waarnemingen aan één soort en niet over die tussen soorten.

Landelijke verspreidingsonderzoek

Bij het landelijke verspreidingsonderzoek gaat het om het vaststellen van de aan- of afwezigheid van soorten in Nederland per 5-bij-5, 1-bij-1 kilometerhok of nog preciezer. Tegenwoordig doen veel waarnemers daaraan mee en hun aantal groeit snel nu de invoer via internet is vergemakkelijkt – via waarneming.nl en telmee.nl – en de Nationale Database Flora en Fauna wordt ontwikkeld. Voor het merendeel gaat het daarbij om ‘losse’ waarnemingen, dat wil zeggen om gegevens die zonder een vast veldprotocol worden verzameld. De verspreidingsgegevens zijn onder meer nuttig voor landelijke verspreidingskaarten, de rapportage naar de EU over de *range* van Habitatrichtlijnsoorten, het maken van Rode Lijsten van bedreigde soorten en in verband met de Flora- en Faunawet. De waarnemingen worden gevalideerd om te vermijden dat ergens de aanwezigheid van beschermde soorten wordt gemeld die daar in werkelijkheid niet voorkomen. Maar ook als de gegevens goed gevalideerd zijn, zijn de toepassingen niet zonder problemen (Dennis *et al.*, 1999). Op verspreidingskaarten staan bijvoorbeeld hokken waarin soorten niet zijn waargenomen terwijl ze er wel voorkomen. Of een bepaalde soort op een bepaalde locatie wordt waargenomen hangt af van de trefkans en die hangt weer af van de weersomstandigheden, hoe lang en grondig een waarnemer zoekt, de veldervaring van de waarnemer en het aantal waarnemers, de overzichtelijkheid van het terrein en dergelijke. Om de vergelijkbaarheid tussen locaties te verhogen, is het nuttig om vaste veldprotocollen aan te houden, met regels over de weersomstandigheden waarbij geteld mag worden, de duur van het tellen enzovoorts, maar standaardiseren van de onderzoeksinspanningen maakt de waarnemingen volgens de Amerikaanse statistici nog steeds niet vergelijkbaar. Zo is het in de moerasvegetatie in de kop van Overijssel moeilijker om ringslangen waar te nemen dan rond Amsterdam waar ringslangen op de



Foto **Edwin Winkel**
Saxifraga.nl. De kwartelkoning (*Crex crex*), een typische bodemvogel, schuilt in lang gras van hooilanden en tussen akkerbouwgewassen. Zijn dekking verlaat hij vrijwel nooit en daarom is hij moeilijk waar te nemen.

dijken zonnen en dat verschil speelt ook nog bij gestandaardiseerde metingen.

Als een soort tijdens een veldbezoek niet is gezien, is die dan gemist of komt die er echt niet voor? Je moet voldoende grondig hebben gemeten om te kunnen constateren dat een soort ergens ontbreekt. Zulke 'harde nullen' maken een verspreidingskaart waardevoller, zeker voor gebruikers als projectontwikkelaars die dan geen onthefing of vergunning hoeven aan te vragen. Als je de trefkans per bezoek voor een soort weet, dan is het minimum aantal bezoeken te berekenen dat aan een locatie moet worden gebracht om met bijvoorbeeld 95% zekerheid te kunnen stellen dat een soort ontbreekt. Voor die berekening kan gebruik gemaakt worden van de formules voor

de binomiale verdeling, zoals die in statistische handboeken staan beschreven (zie kader op pagina 8).

Het probleem is natuurlijk hoe je de trefkans per bezoek bepaalt en hoe deze trefkans afhangt van de situatie. Daar kun je als veldbioloog een bepaald gevoel over hebben, en bij gebrek aan beter zou met zo'n intuïtieve trefkans gewerkt kunnen worden. Idealiter bepaal je de trefkans door de aantallen per bezoek te vergelijken met het werkelijke aantal dieren, zoals Strijbosch (2008) deed voor twee soorten hagedissen. Maar dat is teveel werk om voor elke nieuwe situatie opnieuw uit te voeren. Het is gemakkelijker om de trefkans te schatten uit herhaalde veldbezoeken. Dat kan door de cumulatieve trefkans in kilometerhokken waarin een soort voorkomt uit te zetten

Minimum aantal veldbezoeken bepalen

De kans P dat de soort na n bezoeken aan een plot is gezien is gelijk aan: $P_n = 1 - (1 - p)^n$, waarbij p staat voor de trefkans van de soort bij één bezoek aan een plot (Kéry *et al.*, 2006). Wanneer de trefkans bij één bezoek bijvoorbeeld 0,5 is (=50%), dan is de cumulatieve kans dat de soort bij twee bezoeken wordt gezien gelijk aan $P_2 = 1 - (1 - 0,5)^2 = 0,75$. Andersom kun je zeggen dat het voor 75% zeker is dat de soort er niet zit als je hem na twee bezoeken niet hebt waargenomen. Na drie bezoeken is deze kans 87,5%, na vier bezoeken 93,4% en na vijf bezoeken 96,9%. De conclusie is dan dat je minstens vijf bezoeken moet brengen om de afwezigheid van de soort met minstens 95% zekerheid vast te kunnen stellen.

tegen het aantal bezoeken. Op die manier hebben we voor RAVON de trefkansen van gladde slang en hazelworm bepaald en vervolgens het minimum aantal te brengen bezoeken per kilometerhok (zie Kuenen & Van Diepenbeek, 2008). Nog mooier is het om tegelijkertijd ook rekening te houden met verschillende terreintypen en dergelijke. Sinds kort kan dat doordat er nieuwe analysetechnieken zijn ontwikkeld om trefkansen uit herhaalde bezoeken af te leiden (MacKenzie *et al.*, 2006). Die kunnen covarianten meenemen in de berekeningen zoals verschillen tussen meetlocaties – de kop van Overijssel versus Amsterdam wat betreft de ringslang – en verschillen tussen telronden, bijvoorbeeld veroorzaakt door weersomstandigheden. Deze technieken zijn afgeleid uit de al langer bestaande *mark-recapture* analysetechnieken, met het verschil dat het merken van dieren niet nodig is. De idee is dat herhaalde tellingen worden ontleed om de frequentie van voorkomen (aanwezigheid) en trefkansen te scheiden (zie kader pagina 9).

De trefkansproblemen gelden niet alleen bij onderzoek aan één soort, maar ook voor waarnemingen van een aan-

tal soorten tegelijk, bijvoorbeeld om de soortenrijkdom per locatie te bepalen. Kéry & Plattner (2007) hebben de soortenrijkdom van vlinders per meetlocatie in Zwitserland bepaald na een correctie voor verschillen in trefkans. Ook deze trefkansen werden bepaald uit herhaalde veldbezoeken met de nieuwe analysetechnieken. Een alternatieve manier om met trefkansen om te gaan is om te werken met *distance sampling*, waarbij de waarnemer gestandaardiseerd een transect telt en steeds de afstand meet tot elke waarneming. Met die afstands-informatie kan gecorrigeerd worden voor verschillen in trefkansen dichtbij en verder van de waarnemer af (Buckland *et al.*, 2004).

Veel verspreidingskaarten worden gemaakt zonder gegevens over harde nullen. Zulke “*presence-only*” gegevens leveren in de praktijk nog wel behoorlijke resultaten op, zeker als daarbij ook regressietechnieken worden gehanteerd om zwakke plekken te verbeteren (Elith *et al.*, 2006; Sierdsema, 2006). Maar men moet bij de interpretatie van verspreidingskaarten voorzichtig zijn als trefkansen sterk kunnen verschillen tussen hokken. Niet alleen kan een soort toch aanwezig blijken in bepaalde, onvoldoende onderzochte hokken. Ook kan het identificeren van hotspots van een soort of van de soortenrijkdom verkeerd uitpakken als kaarten bestaan uit een mix van slecht en goed onderzochte hokken. Venema (2005) geeft daarvan een treffend voorbeeld. Hij merkte op dat bij een normale onderzoeksinspanning maar de helft van de aanwezige plantensoorten in kilometerhokken wordt gevonden. Door een zeer intensive telinspanning wist hij in 2 kilometerhokken bij Meppel veel nieuwe plantensoorten te vinden en kwam het totaal in die hokken ver uit boven alle andere hokken in Drenthe.

Landelijke monitoring van populatietrends

Bij de landelijke natuurmeetnetten gaat het om het vaststellen van de trends in aantallen van een groot aantal soor-

ten. Dat gebeurt in het Netwerk Ecologische Monitoring (NEM), een samenwerking van een aantal overheidsinstellingen: de ministeries van LNV en VROM, de provincies, Rijkswaterstaat, het Planbureau voor de Leefomgeving en het CBS. De meetnetten worden in samenwerking met de Particuliere Gegevensbeherende Organisaties (PGO's) en provincies uitgevoerd en vele vrijwilligers voeren het veldwerk uit. Er zijn momenteel NEM-meetnetten voor reptielen, amfibieën, vleermuizen, hazen en andere dagactieve zoogdieren, broedvogels, broedsucces van vogels, overwinterende en doortrekkende watervogels, vlinders, libellen, flora, paddenstoelen en korstmossen (CBS, 2008). De metingen zijn bedoeld voor onder andere de rapportage naar de EU over de trends van Vogel- en Habitatrichtlijnsoorten, de rapportage naar de CBD over biodiversiteit, de Natuurbalans en het Milieu- en Natuurcompendium.

In tegenstelling tot het meeste verspreidingsonderzoek zijn dit gestandaardiseerde metingen. Dat wil zeggen dat op elke locatie met een vaste methode en inzet wordt geteld. Maar zelfs dat is niet altijd afdoende. Op basis van gestandaardiseerde metingen in het Noord-Amerikaanse broedvogelmeetnet leken veel vogelsoorten vooruit te gaan. Bij nader inzien bleek dat echter toe te schrijven aan de gestaag groeiende kwaliteit van de vogeltellers (Sauer *et al.*, 1994). Om dergelijke trefkansproblemen te ondervangen wordt er tegenwoordig bij veel nieuwe broedvogelmeetnetten in Europa met *distance sampling* gewerkt (Buckland *et al.*, 2004).

Het mogelijke gevolg van het niet meenemen van trefkans bij monitoring is dus dat de berekende trends niet kloppen. Dat is het geval als er systematische veranderingen in trefkans in de tijd optreden. Daarom gaan we de komende jaren elk NEM-meetnet onder de loep nemen om te testen of trefkansproblemen een rol spelen. Het testen is mogelijk doordat er bij veel landelijke natuurmeetnetten meerdere telronden per jaar zijn, zodat we de nieuwe analysetechnie-

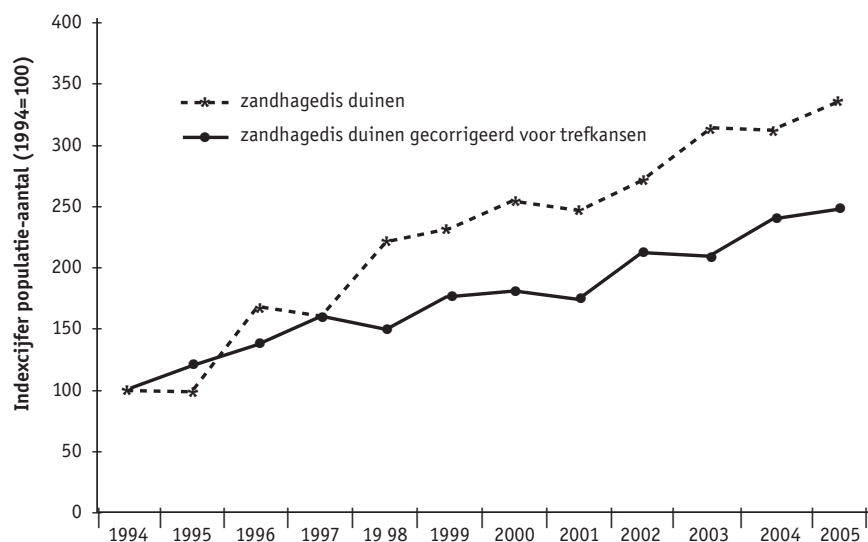
Trefkansen afleiden uit herhaalde metingen

Per meetlocatie wordt per jaar de waarnemingsgeschiedenis genoteerd met een 1 voor aanwezig en een 0 voor afwezig. Dat leidt bij vijf achtereenvolgende bezoeken tot reeksen als 01001 of 10011 of 00000. Uit de waarnemingsgeschiedenissen van een aantal meetlocaties kan vervolgens de meest waarschijnlijke (*maximum likelihood*) combinatie van frequentie van voorkomen en trefkans worden bepaald (MacKenzie *et al.*, 2002). Een eenvoudig voorbeeld: stel dat vier meetlocaties en twee telronden de reeksen 10, 01, 10 en 01 opleveren. De soort is dan op alle vier locaties aanwezig, met een trefkans van 50%. Uit de reeksen 11, 11, 00 en 00 valt op te maken dat de soort op 50% van de locaties aanwezig is, met een trefkans van 100%. Zo is op statistische wijze de frequentie van voorkomen te bepalen en kan het verloop van kolonisaties en extincties in een aantal meetlocaties door de seizoenen en jaren heen worden onderzocht (MacKenzie *et al.*, 2006). De analysetechnieken van herhaalde tellingen zijn te vinden in de freeware computerprogramma's PRESENCE en MARK.

ken kunnen toepassen. Bij nieuwe meetnetten proberen we ook meerdere telronden op te nemen. Sinds Royle (2004) ook modellen heeft ontwikkeld om bij aantalsgegevens met trefkansen rekening te houden, is het mogelijk om aantalsveranderingen te corrigeren voor trefkansveranderingen. Als proef zijn we in 2008 – samen met Marc Kéry van het Swiss Ornithological Institute – begonnen de gegevens van de zandhagedis te analyseren, afkomstig van het Landelijke Meetnet Reptielen, een samenwerking van RAVON en het CBS. Van deze Habitatrichtlijnsoort worden op veel meetlocaties meer exemplaren dan tien jaar geleden gezien, mogelijk als gevolg van klimaatopwarming. De analyses laten zien dat in de eerste jaren van het meetnet de trefkans is toegenomen om daarna min of meer gelijk te blijven. Waarschijnlijk komt dat doordat waarnemers hun

Figuur 1 Indexcijfers (1994=100) van de populatieaantallen van de zandhagedis in de duinen. De bovenste lijn geeft de resultaten van de standaardberekening weer (met een Poisson regressiemodel, zie CBS, 2008). Bij de onderste lijn zijn deze resultaten gecorrigeerd voor trefkansverschillen

Figure 1 Population numbers (index 1994=100) of the Sand Lizard in dunes. The upper line shows the results of the standard calculation using a Poisson regression model (see CBS, 2008). The lower line shows the results corrected for detection probabilities



vaste telgebied steeds beter kennen. Verder bleken trefkansen het hoogst rond 1 juni en rond 20 graden, en hoger in de duinen dan op de hei (Kéry *et al.*, in voorbereiding). Gecorrigeerd voor detectiekansen gaat de zandhagedis nog steeds vooruit, maar minder sterk dan tot voor kort gedacht (figuur 1). Een bijkomend groot voordeel is dat het met deze technieken mogelijk is om de werkelijke aantallen in telgebieden te schatten in plaats van alleen relatieve aantallen ten opzichte van het eerste jaar van tellen.

Fenologische waarnemingen

Als je elk jaar noteert op welke datum de kleine vuurvliedertje voor het eerst te zien is en dat een aantal jaren volhoudt, dan laat de tijdreeks mooi zien of er vervroeging optreedt als gevolg van klimaatopwarming. Dat is het basisidee achter de Nederlandse Natuurkalender en vergelijkbare fenologische netwerken in het buitenland, waaraan het grote publiek meedoet (Menzel *et al.*, 2006; Van Vliet, 2008). Maar ook hier steekt het duiveltje van de

ongelijke trefkansen zijn kop op. De trefkans is namelijk niet gelijk als waarnemers in een mooie warme lente vroeger in het jaar naar buiten gaan en waarnemingen noteren dan in een koude, natte lente. De daadwerkelijke vervroeging wordt dan overschat. Het is dus nodig om de veldperiode te standaardiseren en het is onduidelijk of dat bij de Natuurkalender momenteel afdoende is geregeld. Zelfs als dat het geval is lost dat maar een deel van het probleem op. De eerste waarnemingen van soorten zijn namelijk afhankelijk van de omvang van de populatie, volgens een statistische wetmatigheid. Hoe meer exemplaren ergens voorkomen, des te hoger de waarschijnlijkheid van het vinden van een extra vroeg exemplaar. Een toename van de populatieomvang van een soort kan dus ook leiden tot vervroeging. Daarom vragen Tryanowski & Sparks (2001) zich af of de vervroeging van aankomstdatum van grauwe klauwier in Polen aan de populatiegroei van deze soort kan liggen. Andersom opperen Van Turnhout *et al.* (2006) dat de steeds latere aankomstdatum van de tapuit een artefact kan zijn van populatiekrimp.

Met behulp van de gegevens van het Landelijke Vlindermeetnet, een samenwerking van De Vlinderstichting en het CBS, hebben we deze kwestie nader onderzocht (Van Strien *et al.*, 2008). In het Vlindermeetnet worden elk jaar op honderden vaste transecten van 1 kilometer lang wekelijks alle vlinders geteld die 2,5 meter links en rechts van de teller te zien zijn (Van Swaay, 2000). Allereerst vonden we dat de eerste waarnemingsdatum sterker naar voren verschoof naarmate de landelijke populatie van een soort meer toenam (Pearson correlatie $r = -0,41$; $n = 31$ soorten, $P < 0,05$). Dat is precies wat je verwacht als de trefkans van eerste waarnemingen inderdaad groter is bij grotere populaties. Maar misschien komt dat doordat soorten die meer vervroegen daarvan profiteren en in populatieomvang toenemen. Daarom hebben we twee soorten uitgekozen waar bij zo'n aanpassing aan warmer klimaat onwaarschijnlijk



Foto **Fenneke van de Vegte** Op zoek naar de draadgentiaan in de badhuiskuil op Terschelling.

is. Bij beide soorten (klein geaderd witje en distelvlinder) is de populatietrend stabiel en de distelvlinder heeft als trekvlinder zelfs geen vaste populaties in Nederland. We hebben de vlindertransecten vervolgens verdeeld in transecten waarop deze soorten veel dan wel weinig zijn gezien in een bepaald jaar. Op transecten waarop in het gehele seizoen weinig exemplaren zijn aangetroffen zijn de eerste waarnemingen aanzienlijk later dan op transecten met veel exemplaren (tabel 1). Als niet alleen met de datum van de

eerste waarnemingen wordt gewerkt, maar met de gegevens over de hele vliegperiode, dan is er geen effect meer van de populatiedichtheid, zoals blijkt uit de dagnummers van de eerste 25% van alle aantallen in de hele vliegperiode in tabel 1. Dit bevestigt het beeld dat de trefkans van eerste waarnemingen afhangt van de populatieomvang. Voor verdere details zie Van Strien *et al.* (2008). Onlangs toonden ook Miller-Rushing *et al.* (2008) het effect van populatieomvang op de datum van eerste waarnemingen aan.

Tabel 1 Dagnummers in 2004 waarop de eerste 25% van alle eerste waarnemingen respectievelijk van alle aantallen zijn waargenomen op transecten met lage en hoge dichtheid van klein geaderd witje (<10 en >=10 individuen per transect per jaar) en distelvlinder (<5 en >=5 individuen per transect per jaar). Significante verschillen zijn aangegeven met ongelijke symbolen (t-test, $P < 0,01$). n = het aantal transecten (Van Strien *et al.*, 2008)

Table 1 Day numbers in 2004 on which the first 25% of all first sightings respectively all sightings have been detected on transects with low and high density of the Green-veined White (<10 and >=10 individuals per transect per year) and Painted Lady (<5 and >=5 individuals per transect per year). Significant differences are indicated by different symbols (t-test, $P < 0,01$). n = the number of transects (Van Strien *et al.*, 2008)

Fenologische maat	Klein geaderd witje		Distelvlinder	
	Lage dichtheid (n=143)	Hoge dichtheid (n=118)	Lage dichtheid (n=129)	Hoge dichtheid (n=66)
Dagnummer van de eerste 25% van alle eerste waarnemingen	115 ^a	107 ^b	187 ^c	163 ^d
Dagnummer van de eerste 25% van alle aantallen in de hele vliegperiode	118	118	203	204

Foto Harry van
Oosterhout bvbeeld.nl
Zandhagedis (*Lacerta
agilis*)



Tot dusver wordt bij de Natuurkalender nog geen rekening gehouden met trefkansverschillen. Bovenop de trefkansproblemen die we al in de vorige paragrafen noemden, komt hier het probleem dat de Natuurkalender een maat (eerste waarneming) gebruikt die extra gevoelig is voor niet-constante trefkansen. Misschien is een correctie mogelijk via analyse van de waarnemingsgeschiedenis per meetlocatie zoals hierboven beschreven. Waarnemers moeten dan niet alleen de eerste waarnemingen doorgeven, maar de data van bijvoorbeeld hun eerste 5 waarnemingen melden. Een andere mogelijkheid is om niet op eerste waarnemingen te focussen, maar met gegevens te werken die het gehele seizoen betreffen. Die hebben

namelijk veel minder last van trefkansproblemen. Overigens is er weinig twijfel over de conclusie dat veel soorten in Nederland qua fenologie vervroegen; dat wordt bevestigd door studies waarbij de fenologische resultaten niet vertekend zijn (voor vlinders door Van Strien et al., 2008). Maar zonder correcties lijken de toepassingsmogelijkheden van de Natuurkalendergegevens tamelijk beperkt. Zo kan niet bepaald worden of door klimaatverandering de vliegtijd van een vlindersoort verschuift ten opzichte van de periode van hun waardplant als de vertekening van dezelfde orde van grootte kan zijn als de werkelijke verschuiving.

Conclusie

Gelet op de mogelijke gevolgen is er reden om het door de Amerikanen aangekaarte trefkansprobleem serieus te nemen in alle drie de besproken onderzoeksterreinen. Een en ander geldt uiteraard niet alleen deze voorbeelden. Vrijwel elke ecooloog die met veldgegevens over aan- en afwezigheid of met abundanties werkt, krijgt vroeg of laat met deze discussie te maken. Er is geen eenvoudige oplossing voor het trefkansprobleem. Standardisatie van veldmethoden zorgt in ieder geval al voor meer gelijke trefkansen. Vervolgens is het nodig om te testen of trefkansen echt gelijk zijn en kan het nodig zijn om voor verschillen in trefkans te corrigeren. Dat gaat met speciale analyses die extra metingen vereisen, zoals herhaalde metingen of *distance sampling*. Veldwaarnemingen zijn dus pas het halve werk. Betekenisvolle interpretaties verkrijgen uit veldwaarnemingen blijkt nog moeilijker dan vroeger gedacht.

Dank

De auteurs danken Erica Dunn (*Canadian Wildlife Service*) en Marc Kéry (*Swiss Ornithological Institute*) voor de stimulerende discussies die zij met hun gevoerd hebben. Het CBS voert een aantal natuurmeetnetten uit in nauwe samenwerking met PGO's en provincies en wordt hiervoor gefinancierd door de ministeries van LNV en EZ. Uit de vele reacties die we op het concept ontvingen leiden we af dat het onderwerp begint te leven. We danken daarvoor Lodewijk van Duuren, Jan van Groenendael, Tom van der Meij, Baudewijn Odé, Calijn Plate, Chris van Swaay, Chris van Turnhout en Mark van Veen. Wim Plantenga hielp bij het maken van de figuur.

Summary

A statistical view on field observations

Arco van Strien & Leo Soldaat

probability, distribution, monitoring, phenological research

An increasing number of researchers claims that ecological studies based on field data are biased if the probability to detect a species has not been taken into account. Here we discuss three fields of large-scale ecological research in the Netherlands where detection probabilities may be relevant. Firstly, maps based on large-scale collection of distributional data assume that species observed on different localities do not differ in detection probability. But the detection of a species on a particular site depends to a large extent on the sampling efforts of

observers. Standardisation of field methods will increase the comparability between localities, although that does not exclude all differences in detection probabilities. Secondly, large-scale population monitoring assumes that detection probabilities remain constant over time. But this is not always the case, as we found for the Sand Lizard whose detection probability has increased in the first years of the national monitoring scheme. Thirdly, the collection of first appearance data in the framework of phenological research may produce biased results. The probability to detect the first individual of a species in the season on a particular site depends on the abundance of a species. Any trend in phenology may then be due to a trend in population size. We conclude that it is indeed necessary to adjust for detection probabilities in these three research fields.



Literatuur

- Buckland, S.T., D.R. Anderson, K.P. Burnham, J.L. Laake, D.L. Borchers & L. Thomas (eds.), 2004. *Advanced Distance Sampling. Estimating abundance of biological populations.* Oxford University Press.
- CBS, 2008. Landelijke natuurmeetnetten van het NEM in 2007. CBS, Voorburg/Heerlen. Beschikbaar op www.cbs.nl.
- Dennis, R.L.H., T.H. Sparks & B.P. Hardy, 1999. Bias in butterfly distribution maps: the effect of sampling effort. *Journal of Insect Conservation* 3: 33-42.
- Dorazio, R.M., J.A. Royle, B. Söderström & A. Glimskär, 2006. Estimating species richness and accumulation by modelling species occurrence and detectability. *Ecology* 87 (4): 842-854.
- Elith, J., C.H. Graham, R.P. Anderson, M. Dudík, S. Ferrier, A. Guisan, R.J. Hijmans, F. Huettmann, J.R. Leathwick, A. Lehmann, J. Li, L.G. Lohmann, B.A. Loiselle, G. Manion, C. Moritz, M. Nakamura, Y. Nakazawa, J. Overton, A.T. Peterson, S.J. Phillips, K.S. Richardson, R. Scachetti-Pereira, R.E. Schapire, J. Soberón, S. Williams, M.S. Wisz, & N.E. Zimmermann. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29: 129-151.
- Hutto, R.L. & J.S. Young, 2003. On the design of monitoring programs and the use of population indices: a reply to Ellingson and Lukacs. *Wildlife Society Bulletin* 31 (3): 903-910.
- Kéry, M., J.H. Spillmann, C. Truong & R. Holderegger, 2006. How biased are estimates of extinction probabilities in revisitation studies? *Journal of Ecology* 94: 980-986.
- Kéry, M. & M. Plattner, 2007. Species richness estimation and determinants of species detectability in butterfly monitoring programmes. *Ecological Entomology* 32: 53-61.
- Kéry, M., L.L. Soldaat, A.J. van Strien, A. Zuiderwijk & A. Royle, in voorbereiding. Trend estimation in populations with imperfect detection.
- Kuennen, F & A. van Diepenbeek, 2008. Verspreidingsonderzoek Reptielen en Amfibieën 2008. Meetnet Amfibieën Mededelingen 21. Amsterdam/Nijmegen. RAVON: 13-15.
- MacKenzie, D.I., J.D. Nichols, G.B. Lachman, S. Droege, J.A. Royle & C.A. Langtimm, 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83 (8): 2248-2255.
- MacKenzie, D.I., J.D. Nichols, J.E. Hines, M.G. Knutson & A.B. Franklin, 2003. Estimating site occupancy, colonization, and local extinction when a species is detected imperfectly. *Ecology* 84 (8): 2200-2207.
- MacKenzie, D.I., J.D. Nichols, J.A. Royle, K.H. Pollock, L.L. Bailey & J.E. Hines, 2006. *Occupancy estimation and modeling.* Amsterdam. Elsevier.
- Menzel, A., T.H. Sparks, N. Estrella, E. Koch, A. Aasa, R. Ahas, K. Alm-Kubler, P. Bissolli, O. Braslavska, A. Briede, F.M. Chmielewski, Z. Crepinsek, Y. Curnel, Å. Dahl, C. Defila, A. Donnelly, Y. Filella, K. Jatczak, F. Mage, A. Mestre, Ø. Nordli, J. Peñuelas, P. Pirinen, V. Remisova, H. Scheffinger, M. Striz, A. Susnik, A.J.H. van Vliet, F.E. Wielgolaski, S. Zach & A. Züst, 2006. European phenological response to climate change matches the warming pattern. *Global Change Biology* 12:1969-1976.
- Miller-Rushing, A.J., T.L. Lloyd-Evans, R.B. Primack & P. Satzinger, 2008. Bird migration times, climate change, and changing population sizes. *Global Change Biology* 14: 1959-1972.
- Royle, J.A., 2004. N-mixture models for estimating population size from spatially replicated counts. *Biometrics* 60: 108-115.
- Sauer, J.R., B.G. Peterjohn & W.A. Link, 1994. Observer differences in the North American Breeding Bird Survey. *The Auk* 111 (1): 50-62.
- Schmidt, B.R., 2004. Declining amphibian populations: the pitfalls of count data in the study of diversity, distributions, dynamics, and demography. *Herpetological Journal* 14: 167-174.
- Sierdema, H., 2006. Verspreiding in beeld met kanskaarten. *De Levende Natuur* (107) 6: 275-278.
- Strien, A.J. van, W.F. Plantenga, L.L. Soldaat, C.A.M. van Swaay & M.F. WallisDeVries, 2008. Bias in phenology assessments based on first appearance data of butterflies. *Oecologia* 156: 227-235.
- Strijbosch, H., 2008. Aantallen schatten bij hagedissen. *RAVON* 28: 1-11.
- Sutherland, W.J. (ed.), 2006. *Ecological Census Techniques. A Handbook.* Second edition Cambridge University Press.
- Swaay, C.A.M. van, 2000. Handleiding Landelijk Meetnet Dagvlinders. Rapport VS2000.11. Wageningen. De Vlinderstichting.
- Tryanowski, P. & T.H. Sparks, 2001. Is the detection of first arrival of migrating birds influenced by population size? A case study of red-backed shrike. *International Journal of Biometeorology* 45:217-219.
- Turnhout, C. van, W. van Manen & J.W. Vergeer, 2006. Jaar van de Tapuit 2005. Sovon-onderzoeksrapport 2006/04. Beek-Ubbergen. Sovon Vogelonderzoek Nederland.
- Venema, P., 2005. Kilometerhokken kunnen niet gestandaardiseerd én volledig worden geïnventariseerd. *Gorteria* 31: 101-109.
- Vliet, A. van, 2008. *Monitoring, analysing, forecasting and communicating phenological changes.* Proefschrift Wageningen Universiteit.