



# De Halsbandparkiet, Monniksparkiet en Grote Alexanderparkiet in Nederland: risicoanalyse en beheer

A. van Kleunen, L. van den Bremer, R. Lensink & P. Wiersma



SOVON-onderzoeksrapport 2010/10  
Dit rapport is samengesteld in opdracht  
van Team Invasieve Exoten van het Ministerie van  
Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit



# De Halsbandparkiet, Monniksparkiet en Grote Alexanderparkiet in Nederland: risicoanalyse en beheer

A. van Kleunen , L. van den Bremer, R. Lensink & P. Wiersma



SOVON-onderzoeksrapport 2010/10  
Dit rapport is samengesteld in opdracht van  
Team Invasieve Exoten van het Ministerie van  
Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit



Ministerie van Landbouw, Natuur en  
Voedselkwaliteit

## **Colofon**

Wijze van citeren: van Kleunen A., van den Bremer L., Lensink R. & Wiersma P. De Halsbandparkiet, Monniksparkiet en Grote Alexanderparkiet in Nederland: risicoanalyse en beheer. SOVON-onderzoeksrapport 2010/xx. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.

Samenstelling: A. van Kleunen<sup>1</sup>, L. van den Bremer<sup>1</sup>, R. Lensink<sup>2</sup> & P. Wiersma<sup>1</sup>

Lay out: Peter Eekelder

Foto's: Harvey van Diek & Michel Klemann

<sup>1</sup> SOVON Vogelonderzoek Nederland

<sup>2</sup> Bureau Waardenburg bv

SOVON Vogelonderzoek Nederland

Toernooiveld 1

6525 ED Nijmegen

e-mail: [info@sovon.nl](mailto:info@sovon.nl)

website: [www.sovon.nl](http://www.sovon.nl)

© 2010 SOVON Vogelonderzoek Nederland

ISSN 1382-6247

## Inhoudsopgave

Voorwoord	5
Samenvatting	6
1. Inleiding	11
1.1. Achtergrond	11
1.2. Onderzoeksvragen	11
1.3. Leeswijzer	11
2. Methoden	12
2.1. Aanpak	12
2.2. Bronnen	12
2.3. Analyse methoden	12
2.3.1. Aantalsontwikkeling	12
2.3.2. Huidige en historische verspreiding	13
2.3.3. Habitatmodellering	14
3. Achtergrondinformatie	17
3.1. Vestigingskans van exoten	17
3.2. Soortbeschrijvingen	17
3.2.1. Halsbandparkiet	18
3.2.2. Monniksparkiet	20
3.2.3. Grote Alexanderparkiet	22
3.3. Nederlandse context	23
3.3.1. Halsbandparkiet	23
3.3.2. Monniksparkiet	26
3.3.3. Grote Alexanderparkiet	28
4. Risico-assessment	30
4.1 Binnenkomst	30
4.1.1 Halsbandparkiet	30
4.1.2 Monniksparkiet	31
4.1.3 Grote Alexanderparkiet	32
4.2 Vestiging en risicovolle gebieden	32
4.2.1 Halsbandparkiet	32
4.2.2 Monniksparkiet	35
4.2.3 Grote Alexanderparkiet	35
4.3 Populatieontwikkeling	35
4.3.1 Halsbandparkiet	35
4.3.2 Monniksparkiet	41
4.3.3 Grote Alexanderparkiet	43
4.4 Impact	44
4.4.1 Ecologische schade	44
4.4.2 Economische schade	46
4.4.3 Sociale schade	47
4.4.4 Volksgezondheidsrisico's	48
4.4.5 Risico's van voeren	48
4.4.6 Conclusies	48
5. Risico Management	50
5.1. Preventie	50
5.2. Eliminatie	50
5.2.3. Wegvangen	50
5.2.4. Vergiftiging en afschot	50
5.2.5. Sterilisatie	51
5.2.6. Evaluatie	51

5.3. Beheer	51
5.3.1. Maatregelen gericht op populatiecontrole	52
5.3.2. Beperking schade en overlast	52
5.4. Conclusies	53
6. Conclusies en aanbevelingen	54
6.1. Conclusies	54
6.1.1 Halsbandparkiet	54
6.1.2 Monniksparkiet	55
6.1.3 Grote Alexanderparkiet	56
6.2. Aanbevelingen	57
Literatuur	59

Bijlagen:

Bijlage 1. Tabel 4.2

Bijlage 2. Risk assessment model ISEIA: score voor Halsbandparkiet, Monniksparkiet en Grote Alexanderparkiet in Nederland

Bijlage 3. Risk assessment model volgens Bomford: score voor Halsbandparkiet, Monniksparkiet en Grote Alexanderparkiet in Nederland

## Voorwoord

SOVON Vogelonderzoek Nederland verzamelt gegevens van alle in het wild in Nederland voorkomende vogelsoorten. Hiertoe behoren ook een aantal soorten papegaaien (*Psittacidae*) die van oorsprong niet in Nederland voorkomen.

In januari 2009 heeft het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit (LNV) het Team Invasieve Exoten in het leven geroepen. Dit team adviseert LNV over de (potentiële) schadelijkheid van invasieve exoten in Nederland en over mogelijkheden om dat te voorkomen. Om meer inzicht te krijgen in de schadelijkheid van drie soorten papegaaien: Halsbandparkiet (*Psittacula krameri*), Monniksparkiet (*Myiopsitta monachus*) en Grote Alexanderparkiet (*Psittacula eupatria*) heeft dit team SOVON verzocht om een risicoanalyse uit te voeren. De resultaten van deze analyse worden in dit rapport besproken.

Dit rapport is samengesteld door A. van Kleunen, L. van den Bremer, P. Wiersma (SOVON) en R. Lensink (Bureau Waardenburg). Namens SOVON waren nog verschillende andere personen betrokken bij dit rapport. De redactie is uitgevoerd door F.

Hustings en de samenstelling van de Engelstalige samenvatting door K. Koffijberg. De voorbereiding van de studie is uitgevoerd door B. Aarts. Daarnaast leverden R. Foppen en H. Sierdsema advies en verzorgden O. Klaassen, E. van Winden, D. Oomen en D. Zoetebier de aanlevering van data, trends en kaarten. R. Slaterus leverde informatie over volksgezondheidsrisico's en J. van Betteray over papegaaiachtigen in gevangenschap. Voorts hadden verschillende personen van buiten SOVON een inbreng in het rapport. R.R. Smits, R.J. Jonkvorst en R. Verbeek leverden bijdragen vanuit Bureau Waardenburg. T. van der Have was contactpersoon namens de opdrachtgever en becommentarieerde eerdere versies van dit rapport. Informatie over de situatie in Nederland die bijdroeg aan de totstandkoming van dit rapport, werd geleverd door R.M.V. Jonker (City Parrots). Informatie over de situatie in het buitenland werd geleverd door D. Strubbe (Universiteit Antwerpen) en A. Weiserbs (Natagora Aves). M. Langeraar (RIVM) becommentarieerde de tekst over volksgezondheidsrisico's. Daarnaast leverden nog vele hierboven niet met naam genoemde mensen na gericht navragen informatie. Allen worden bedankt

## Samenvatting

Halsbandparkiet, Monniksparkiet en Grote Alexanderparkiet zijn papegaaiachtige vogels die van nature niet in Nederland en elders in Europa voorkomen. Uit gevangenschap ontsnapte of opzettelijk vrijgelaten vogels bleken zich echter te kunnen handhaven, mogelijk mede als gevolg van het bijvoeren door particulieren, waardoor verwilderde populaties zijn ontstaan. Voorliggend rapport omvat een analyse van (mogelijke) risico's die samenhangen met de komst van deze drie soorten in Nederland – aangeduid als risico-assessment – en een beschrijving van de mogelijkheden voor bestrijding en beheer – aangeduid als risico-management.

De behandelde onderzoeksvragen luiden als volgt:

### Risico-assessment

- Wat is de meest aannemelijke wijze waarop Halsbandparkiet, Monniksparkiet en Grote Alexanderparkiet zich in Nederland hebben kunnen vestigen?
- Hoe waarschijnlijk is het dat Halsbandparkiet, Monniksparkiet en Grote Alexanderparkiet zich permanent vestigen in Nederland, en waar zal dat gebeuren?
- Hoe zal de huidige Nederlandse populatie van Halsbandparkiet, Monniksparkiet en Grote Alexanderparkiet zich in aantallen en ruimte gaan ontwikkelen?
- Hoe omvangrijk is de schade die Halsbandparkiet, Monniksparkiet en Grote Alexanderparkiet in hun huidige verspreidingsgebied toebrengen, en welke schade valt in Nederland te verwachten?

### Risico-management

- Welke mogelijkheden zijn er om nieuwe introducties van Halsbandparkiet, Monniksparkiet en Grote Alexanderparkiet te voorkomen?
- Welke mogelijkheden bestaan er om, desgewenst, de reeds in Nederland aanwezige populaties van Halsbandparkiet, Monniksparkiet en Grote Alexanderparkiet te doen verdwijnen?
- Welke mogelijkheden zijn er om de huidige populaties van Halsbandparkiet, Monniksparkiet en Grote Alexanderparkiet te beheren, zodanig dat verdere verspreiding en schade minimaal zijn?

Informatie afkomstig van populaties van de drie soorten in het buitenland, gecombineerd met kennis van de Nederlandse vogels en een analyse van het (mogelijke) voorkomen en aantalsontwikkeling, is gebruikt om antwoorden te formuleren op bovengenoemde onderzoeksvragen. De belangrijkste bevindingen hierbij zijn:

### Status en populaties

Ontsnappingen uit volières en opzettelijke vrijlatingen moeten als meest waarschijnlijke introductiewijze worden beschouwd, en dit geldt voor alle drie de soorten. Afgaande op het feit dat de soorten nog steeds door particulieren en in vogelparken worden gehouden, blijft er een reële kans op voortgaande introductie door ontsnapping en vrijlating bestaan. Voor de Halsbandparkiet geldt dat de verspreiding voornamelijk secundair vanuit het huidige verspreidingsgebied in Nederland plaatsvindt.

Het verwachtte toekomstige voorkomen (verspreiding en aantallen) van de Halsbandparkiet in Nederland is gemodelleerd. Het meest conservatieve model wijst op een beperkte uitbreiding van het verspreidingsgebied, met een hoge trefkans in de min of meer grote steden (veel middelgrote tot grote steden in de Randstad zijn al bezet). In het meest progressieve verspreiding model wordt voorspeld dat de soort tevens kleinere steden zal bezetten. Met een uitdijend verspreidingsgebied zal ook het aantal Halsbandparkieten naar verwachting verder toenemen. Hoge groeisnelheden zullen vooral in nieuw gekoloniseerd gebied worden bereikt. In de komende tijd (decennia) zijn groeisnelheden tussen 10 en 30% per jaar reëel. Dit betekent dat een broedpopulatie van 10.000-20.000 paren in het jaar 2020 als reële verwachting mag worden bestempeld.

Er zijn op dit moment geen aanwijzingen dat vanuit de huidige populatie Monniksparkieten uitbreiding plaatsvindt. Populaties houden een sterke band met de ontsnappingslocatie en lijken zelfs na verloop van tijd weer te verdwijnen. Onder de huidige omstandigheden wordt verwacht dat lokale introducties kunnen blijven plaatsvinden en dat deze populaties door bijvoeren (in ieder geval tijdelijk) in stand kunnen worden gehouden; een structurele uitbreiding wordt echter niet verwacht.

Het lijkt erop dat de Grote Alexanderparkiet vooralsnog minder gemakkelijk verwilderde populaties vormt dan de Halsbandparkiet. Hoewel het huidige voorkomen (verspreiding en aantallen) vrij marginaal is, lijkt de populatie toe te nemen. In een optimale situatie, wanneer alle beschikbare habitat bezet zou zijn, zou de verspreiding kunnen lijken op die van de Halsbandparkiet, waarmee de soort in de huidige situatie ook voorkomt.

### Impact

Ecologische schade zou kunnen optreden door Halsbandparkieten en mogelijk Grote Alexanderparkieten in de vorm van nestconcurrentie met holenbroeders en (boomholtes bewonende)



vleermuizen. Gezien de habitatvoorkeur is de verwachting dat eventuele effecten alleen te verwachten zijn in bosgebieden in of nabij stedelijk gebied. Mogelijk kan de Grote Alexanderparkiet wel grotere bosgebieden koloniseren. Er is nader onderzoek nodig om vast te stellen in hoeverre dit optreedt in Nederland.

Hoewel de drie soorten in de gebieden waar ze inheems zijn schade toebrengen aan landbouwgewassen, is geen substantiële schade bekend aan landbouwgewassen in Nederland en omliggende landen. Voor zover schade optreedt, betreft het incidenten in fruitgaarden in of nabij stedelijk gebied. Met een verdere populatiegroei van de Halsbandparkiet en uitbreiding van zijn verspreidingsgebied volgens het meest progressieve verspreidingsmodel, zou het aantal schademeldingen kunnen toenemen.

Schade aan dakgevels vormt een probleem in sommige steden in Duitsland. Hoewel de Halsbandparkiet ook in Nederland wel eens in gebouwen schijnt te broeden, zijn geen meldingen van gevelschade bekend.

Met name in de Verenigde Staten vormen nesten van Monniksparkieten in elektriciteitspalen een probleem voor de stroomvoorziening. Ook kunnen zware, over de weg hangende nesten een potentieel gevaar vormen voor mensen. Uit Nederland en omliggende landen ontbreken substantiële schademeldingen, en met de huidige populatieomvang zijn die ook niet te verwachten.

Voor alle parkietensoorten geldt dat er wel informatie bestaat over schadegevallen, maar het ontbreekt nog aan een gedegen studie naar de schadelijkheid van de soorten.

Er zijn geen gegevens over de verspreiding van de bacterie die de papegaaizenziekte veroorzaakt onder de in het wild in Nederland levende papegaaiaachtigen. De daadwerkelijke risico's op overbrenging van de papegaaizenziekte op mensen door in het wild levende papegaaiaachtigen in Nederland zijn onbekend. Met betrekking tot Aviaire Influenza (AI) wordt aangenomen dat parkieten geen hoog risico vertegenwoordigen voor de verspreiding van AI-virussen. Tal van aspecten van AI zijn echter tot op heden nog onvoldoende bekend.

Nieuwe introducties zouden kunnen worden teruggedrongen door handhaving van het verbod op het uitzetten of loslaten van vogels. Een verdergaande maatregel is een verbod op handel in vogels of het houden ervan. Gezien de grote populariteit van deze soorten is het de vraag in hoeverre een dergelijk verbod nagevolgd zal worden. Het is evenwel aannemelijk dat (in ieder geval) de Halsbandparkiet zich al voornamelijk secundair verspreidt vanuit de bestaande populaties.

De effectiviteit en haalbaarheid van eliminatiecampagnes is afhankelijk van de populatiegrootte en de vangbaarheid van de vogels. De populatieomvang van de Halsbandparkiet is inmiddels erg groot en dat maakt een eliminatie of het indammen van de populatie (bijvoorbeeld door gerichte vangacties op slaapplaatsen) zeer ingrijpend. De veel kleinere populatie Grote Alexanderparkieten is, door zijn vermenging met Halsbandparkieten, evenmin goed aan te pakken. Het voorkomen van Monniksparkieten blijft beperkt tot enkele locaties en kleine aantallen; dit maakt, naar verwachting, het eventuele wegvangen van een groot deel van de populatie relatief eenvoudig.

Ingrijpen in de reproductie, bijvoorbeeld door chemische sterilisatie met diazacon, zou bij alle soorten kunnen werken. Deze aanpak is nog niet getest in de praktijk en heeft mogelijk ongewenste effecten op andere soorten.

Het zou overwogen kunnen worden om het bijvoeren op voederplaatsen te stoppen of te reguleren, al zal uitvoering hiervan lastig zijn. Hierdoor zou de voedselbeschikbaarheid kunnen afnemen, waardoor populaties zouden kunnen afnemen.

Een aanpak op maat, waarbij op schadelocaties wordt gekeken wat de beste oplossing is, zou zeker bij grote populaties het meest effectief zijn qua resultaat en kosten.

## Summary

Risk assessment and management of populations of Rose-ringed Parakeet, Monk Parakeet and Alexandrine Parakeet in The Netherlands

### *Introduction and backgrounds*

In the past decades, Rose-ringed Parakeet (*Psittacula krameri*), Monk Parakeet (*Myiopsitta monachus*) and Alexandrine Parakeet (*Psittacula eupatria*) have established free living populations in The Netherlands. Being escapes and non-native species, a project was carried out to assess their origin, national status and possible impact on the environment, including socio-economic aspects (risk-assessment). In addition, possible management scenarios were reviewed. Information used in this report was derived from national census projects from SOVON, experts and published information, including a literature review of the situation in other countries. In January 2010, a roost count of all three species was carried out to assess national population size. For Rose-ringed Parakeet, the most abundant parakeet species, also a model approach was used to study distribution patterns and possible range expansion in near future.

### *Status and populations*

For all three species, escapes from captivity are regarded as the main origin of the free living populations of the three parakeet species. Settlement of breeding birds started in 1968 (Rose-ringed Parakeet), 1971 (Monk Parakeet) and 1997 (Alexandrine Parakeet) (Tab. 3.1). At least for Rose-ringed Parakeet, occurrence has been documented from the early 1960s onwards. Today, it is by far the most numerous species and it has established free living populations at numerous sites successfully. Preferred breeding sites are parks in large cities. The species is highly dependent on feeding activities by man. Based on the roost count in January 2010 (9802 individuals), breeding population was estimated at 3200 pairs. Strongholds are especially cities of Amsterdam and Haarlem (see breeding bird distribution in Figs. 3.4-3.7). Smaller populations also occur in Den Haag and Rotterdam. The population growth accelerated after 2000 (see Fig. 3.9). In Den Haag and Amsterdam, annual population growth in this period is approx. 30% annually (Tab. 4.3). Range expansion is estimated at 0.5 km per year (in cities like Haarlem and Rotterdam 0.3 km/year). An earlier roost count in 2004 resulted in 5409 birds. The breeding population during the national breeding atlas 1997-2000 was estimated 220 pairs (Fig. 3.4). According to modelled scenarios (based on habitat availability) further range expansion has to be expected. Conservative estimates point at least at an expansion within and around the

current core breeding areas in the highly urbanised areas around Haarlem-Amsterdam, Den Haag and Rotterdam. Less conservative estimates point also at colonisation of new sites in smaller cities outside the so-called 'Randstad' agglomeration. According to this modelled expansion range, population size might reach 10-20,000 breeding pairs in 2020. Since many Rose-ringed Parakeets are still held in captivity, also new colonisation by escaped or released birds is still possible, eventually facilitating new free living populations.

Monk Parakeet so far has only established small and isolated populations (Fig. 3.10 and 3.11), of which many have a direct link with birds held in captivity. Some of the birds were re-captured again, or were shot due to damage on fruit trees (1971, Bergen op Zoom, Zuid-Holland). Other populations disappeared without known cause. Current population size is not well known. During the national roost count in January 2010 42 individuals were recorded. Population size is probably slightly larger as not all birds congregate at roosts. For the moment, there are no indications that self-sustaining populations have established. Hence, there are no indications that populations might expand their range in future years.

In Alexandrine Parakeet, so far only two small populations in the cities of Haarlem and Amsterdam have occurred, along with accidental observations elsewhere (Fig. 3.12 and 3.13). Hybrids with Rose-ringed Parakeet have been recorded only accidentally. Annual breeding has been suspected in Haarlem since 2006. Hybrids with Rose-ringed Parakeet have been recorded only accidentally. Two roost counts in 2010 recorded 39-50 individuals. Regarding only scattered observations outside Amsterdam and Haarlem, national population is probably 50 individuals, perhaps slightly more. So far, expansion rate seems low, but as initial establishment is only of recent date, and this species shows many similarities with Rose-ringed Parakeet, population might increased in future.

### *Impact assessment*

Studies in Belgium have shown that Rose-necked Parakeet could compete with Eurasian Nuthatch for nest holes as both species breed in secondary holes (made by e.g. woodpeckers). Such competition could also be possible with other hole-breeding species (e.g. Starling), or bats that use holes for roosting. However, no extensive studies have been conducted if this is the case in The Netherlands. Much will depend on how Rose-necked Parakeet populations will develop and in which densities they will occur.

Current distribution is much associated with parks and small woodlots, and not extensive forests, i.e. the core breeding areas of Eurasian Nuthatch. All three species cause agricultural damage within their native range. Monk Parakeets cause also agricultural damage in introduction areas with a warm climate. No substantial damage is known in The Netherlands. Systematic information is lacking, in part because agricultural damage caused by non-native species is not compensated by the government. Populations of Monk Parakeet and Alexandrine Parakeet are still very small and scattered, so it is unlikely that any substantial impact is occurring. The amount of agricultural damage could increase with continuing population growth and range expansion under the most progressive growth and dispersion model for Rose-ringed Parakeet. Parakeets are not regarded as major vectors for Avian Influenza. It is unknown if, and to what extent, free-living parakeets act as vectors in psittacosis (*Chlamydophila psittaci*).

#### *Management*

In order to control further expansion, it seems important to continue the ban on trade and releases of parakeet species. At the moment, population of Rose-necked Parakeet is so large that it is self-sustaining and likely to expand in near future. Impact of population control measures, like trapping

large numbers at roosts or treatment to make birds unfertile is not known, as only little experience has been made with such measures. Moreover, population of Rose-ringed Parakeet is so large that measures to reduce populations, or even eliminate them, might be very difficult to achieve. Measures to control Alexandrine Parakeet are difficult as well as this species mixes with Rose-ringed Parakeet. As Monk Parakeet only occurs at a few sites in small numbers, it would be rather easy to control population size. A ban on feeding parakeets, now an important aspect in the larger populations of Rose-necked Parakeets might affect food availability and hence decrease population size, but is probably difficult to achieve as general public is fond of the species. In case damage of the species would occur, opting for local measures seems more important than large-scale measures, as the situation differs from site to site.



# 1. Inleiding

## 1.1. Achtergrond

Met het begrip ‘exoot’ wordt in het algemeen een soort bedoeld, die van oorsprong niet in een gebied voorkomt, maar er door toedoen van de mens is terechtgekomen. Het wordt in dit rapport als synoniem gebruikt voor het begrip ‘uitheemse soort’. Er zijn verscheidene voorbeelden bekend van exoten die na een eerste vestiging in een nieuw gebied snel in aantal zijn toegenomen. Er wordt dan gesproken van een ‘invasieve exoot’. Zulke soorten kunnen een negatieve invloed hebben op populaties van inheemse soorten, wanneer zij succesvol concurreren om voedsel en verblijfplaatsen, maar ze kunnen ook de veroorzaker zijn van bijvoorbeeld economische schade en overlast. Deze risicoanalyse concentreert zich op drie exotische papegaaiachtigen (*Psittacidae*) die in Nederland geïntroduceerd zijn. De Halsbandparkiet (*Psittacula krameri*), Monniksparkiet (*Myiopsitta monachus*) en Grote Alexanderparkiet (*Psittacula eupatria*) zijn papegaaiachtige vogels die van nature niet in Nederland en elders in Europa voorkomen. De soorten zijn in het verleden naar Europa gehaald als volièrevogels. Uit gevangenschap ontsnapte of opzettelijk vrijgelaten vogels bleken zich daar te kunnen handhaven, waardoor verwildeerde populaties zijn ontstaan. Sinds het einde van de jaren zestig heeft de Halsbandparkiet zich in Nederland gevestigd, de andere twee soorten volgden later. Alle drie de soorten komen hier voornamelijk voor in het stedelijk gebied (met name de Randstad), waar de populatie nog steeds groeit. Belangrijke andere kerngebieden in West-Europa bevinden zich in stedelijke agglomeraties in Engeland, Duitsland en België.

Om meer inzicht te verkrijgen in de mogelijk schadelijke effecten van deze soorten heeft het Team Invasieve Exoten behoefte aan een risicoanalyse van de drie niet-inheemse parkietensoorten.

## 1.2. Onderzoeksvragen

Dit rapport valt uiteen in twee delen, (1) een analyse van risico's die samenhangen met de komst van de Halsbandparkiet, Monniksparkiet en Grote Alexanderparkiet – aangeduid als risico-assessment – en (2) een beschrijving van de mogelijkheden voor bestrijding en beheer – aangeduid als risico-management – indien dat gewenst zou blijken te zijn. Hieronder worden per onderdeel de centrale onderzoeksvragen opgesomd.

### *Risico-assessment*

- Wat is de meest aannemelijke wijze waarop

Halsbandparkiet, Monniksparkiet en Grote Alexanderparkiet zich in Nederland hebben kunnen vestigen?

- Hoe waarschijnlijk is het dat Halsbandparkiet, Monniksparkiet en Grote Alexanderparkiet zich permanent vestigen in Nederland, en waar zal dat gebeuren?
- Hoe zal de huidige Nederlandse populatie van Halsbandparkiet, Monniksparkiet en Grote Alexanderparkiet zich in aantallen en ruimte gaan ontwikkelen?
- Hoe omvangrijk is de schade die Halsbandparkiet, Monniksparkiet en Grote Alexanderparkiet in hun huidige verspreidingsgebied toebrengen, en welke schade valt in Nederland te verwachten?

### *Risico-management*

- Welke mogelijkheden zijn er om nieuwe introducties van Halsbandparkiet, Monniksparkiet en Grote Alexanderparkiet te voorkomen?
- Welke mogelijkheden zijn er om, desgewenst, de reeds in Nederland aanwezige populaties van Halsbandparkiet, Monniksparkiet en Grote Alexanderparkiet te doen verdwijnen?
- Welke mogelijkheden zijn er om de huidige populaties van Halsbandparkiet, Monniksparkiet en Grote Alexanderparkiet te beheren, zodanig dat verdere verspreiding en schade minimaal zijn?

## 1.3. Leeswijzer

Na een algemene inleiding (hoofdstuk 1) en een beschrijving van de gevolgde werkwijze (hoofdstuk 2) wordt (hoofdstuk 3) achtergrondinformatie verschaft over de vestigingskans van exoten, de ecologie van de Halsbandparkiet, Monniksparkiet en Grote Alexanderparkiet en de waarnemingen van deze soorten in Nederland. Deze informatie vormt de context waarbinnen de twee belangrijkste onderdelen van dit rapport, die over risico-assessment (hoofdstuk 4) en risico-management (hoofdstuk 5), moeten worden gezien. Bij risico-assessment draait het om de mogelijkheden voor binnenkomst, vestiging en uitbreiding. Daarnaast wordt hier ook een beeld geschetst van de mogelijke schadelijke gevolgen van de aanwezigheid van Halsbandparkiet, Monniksparkiet en Grote Alexanderparkiet in Nederland. Het onderdeel risico-management behandelt de potentiële mogelijkheden voor bestrijding en beheer. De belangrijkste conclusies van deze analyse worden in hoofdstuk 6 nog eens opgesomd en, indien relevant, van aanbevelingen voorzien.

## 2. Methoden

### 2.1. Aanpak

Om tot antwoorden te komen op de geformuleerde onderzoeksvragen zijn verschillende stappen doorlopen. Hieronder worden deze per vraag toegelicht.

#### *Risico-assessment*

- Wat is de meest aannemelijke wijze waarop Halsbandparkiet, Monniksparkiet en Grote Alexanderparkiet zich in Nederland hebben kunnen vestigen? Via literatuurstudie is nagegaan hoe introductie en vestiging in Nederland en andere landen zijn verlopen. Om de risico's op verdergaande ontsnapping te kunnen inschatten, is gezocht naar informatie over de aanwezigheid van genoemde soorten in gevangenschap.
- Hoe waarschijnlijk is het dat Halsbandparkiet, Monniksparkiet en Grote Alexanderparkiet zich permanent vestigen in Nederland, en waar zal dat gebeuren? Aan de hand van literatuur en eigen kennis zijn de habitateisen van de soorten in kaart gebracht. Hiervoor is informatie uit zowel binnen- als buitenland gebruikt. Met behulp van een habitatmodel zijn ruimtelijke beelden geconstrueerd voor Nederland, zodat de potentiële maximale verspreiding in kaart is gebracht (zie ook 2.3). Daarnaast is er een kwalitatieve beschrijving opgesteld van de aard van de gebieden waar deze soorten zich kunnen vestigen.
- Hoe zal de huidige populatie van Halsbandparkiet, Monniksparkiet en Grote Alexanderparkiet in Nederland zich in aantallen en ruimte gaan ontwikkelen? De eventuele uitbreiding van soorten wordt bepaald door de snelheid waarmee de populatie kan groeien, wat in relatie staat tot factoren als broedsucces, overleving en dispersievermogen. Er is onderzocht wat hierover in Nederland en het buitenland bekend is. Voorts is met een populatiemodel de te verwachten aantalsontwikkeling gemodelleerd.
- Hoe omvangrijk is de schade die Halsbandparkiet, Monniksparkiet en Grote Alexanderparkiet in hun huidige verspreidingsgebied toebrengen, en welke schade valt in Nederland te verwachten? Daartoe is alle relevante literatuur onderzocht en zijn ook deskundigen geraadpleegd (zie ook 2.2). De aldus verkregen informatie is gebruikt om de mogelijke schade in de Nederlandse situatie te voorspellen. Om de omvang van het risico op schade te kunnen inschatten is de risico-assessment volgens de ISEIA- en Bomford-

aanpak ingevuld voor deze soorten, uitgaande van de Nederlandse situatie.

#### *Risico-management*

- Welke mogelijkheden zijn er om nieuwe introducties van Halsbandparkiet, Monniksparkiet en Grote Alexanderparkiet te voorkomen? Naast literatuurstudie werden ook deskundigen buiten SOVON geraadpleegd om deze vraag te beantwoorden.
- Welke mogelijkheden bestaan er, desgewenst, om de reeds in Nederland aanwezige populaties van Halsbandparkiet, Monniksparkiet en Grote Alexanderparkiet te doen verdwijnen? Door middel van literatuurstudie naar de ervaringen in andere landen en het raadplegen van deskundigen buiten SOVON zijn de mogelijkheden voor eliminatie in Nederland op een rij gezet.
- Welke mogelijkheden zijn er om de huidige populaties van Halsbandparkiet, Monniksparkiet en Grote Alexanderparkiet te beheren, zodanig dat verdere verspreiding en schade minimaal zijn? Aan de hand van de opgedane kennis uit de literatuur en de meningen van deskundigen is een expertoordeel opgesteld over de mogelijkheden om de populaties van deze soorten in Nederland te beheren.

### 2.2. Bronnen

Literatuur is gezocht via het raadplegen van het ISI Web of Science, het bibliotheeksysteem van SOVON en deskundigen. Verder zijn internetwebsites gericht op invasieve exoten geraadpleegd, bijvoorbeeld [www.issg.org](http://www.issg.org) en <http://www.nonnativespecies.org>. Om verspreiding en aantalsontwikkeling in Nederland in beeld te brengen, aanvullend op de literatuuroverzichten, zijn de databestanden van SOVON en Waarneming.nl geanalyseerd. Deskundigen op het gebied van de Halsbandparkiet, Monniksparkiet en Grote Alexanderparkiet die hun medewerking hebben verleend zijn: R.M.V. Jonker (City Parrots), D. Strubbe (Universiteit van Antwerpen), O. Klaassen (SOVON, Meetnet Slaapplaatsen) en A. Weiserbs (Natagora, Aves).

### 2.3. Analyse methoden

#### 2.3.1. Aantalsontwikkeling

##### *Punt-transect-tellingen*

Om de aantalsontwikkeling van de Halsbandparkiet

buiten het broedseizoen te beschrijven, zijn gegevens gebruikt verzameld in het kader van het Punt Transect Tellingen-project (PTT) van SOVON & CBS (CBS & SOVON 1989, <http://www.sovon.nl/default.asp?id=58>). Het gaat hier om gestandaardiseerde tellingen op vaste punten. De tellingen, waarbij telkens 20 punten gedurende vijf minuten worden onderzocht, vinden plaats tussen 15 december en 1 januari, en leggen daarmee min of meer de midwintersituatie vast. De telresultaten worden omgezet in indexen, en deze vormen een maat voor de relatieve populatieveranderingen. Hierbij wordt de index in het startjaar op 100 gesteld. De indexwaarde in elk volgend jaar geeft de relatieve verandering weer ten opzichte van het basisjaar. Voor de indexberekeningen wordt gebruik gemaakt van het door het CBS ontwikkelde programma TRIM (TREnd analyses and Indices for Monitoring data), dat gebaseerd is op loglineaire poisson-regressie (van Strien & Pannekoek 1999, Pannekoek & van Strien 2001). Met deze methode wordt tevens gecorrigeerd voor ontbrekende tellingen in de gegevensreeks.

Jaarindexen geven de ontwikkeling van jaar op jaar weer. Daarnaast is het van belang te weten hoe de aantallen van de soort over de hele onderzoeksperiode veranderen. De beoordeling van de trend vond plaats met het programma TrendSpotter (Visser 2004) en betreft de periode 1978-2009.

#### *Slaapplaatsstellingen*

In januari 2010 is in het kader van het Meetnet Slaapplaatsen van SOVON (<http://www.sovon.nl/default.asp?id=436>) een landelijke simultaantelling uitgevoerd op de slaapplaatsen van Halsbandparkiet, Monniksparkiet en Grote Alexanderparkiet (Klaassen & Hustings 2010). Voorts is in samenwerking met R.M.V. Jonker (City Parrots) de aantalsontwikkeling van de Halsbandparkiet op slaapplaatsen in een aantal Nederlandse steden gereconstrueerd.

### **2.3.2. Huidige en historische verspreiding**

#### *Historische verspreiding*

Voor de historische verspreiding zijn de SOVON-broedvogelatlassen geraadpleegd, die de vedwerkperiode 1973-1977 (Teixeira 1979) en 1998-2000 (SOVON 2002) beslaan. Een belangrijke bron vormt voorts het uitgebreide overzicht dat Lensink (1996a) opstelde, waaraan vele contactpersonen in den lande hun medewerking verleenden.

#### *Huidige verspreiding*

De huidige verspreiding is bepaald aan de hand van tellingen verzameld in het kader van de meetnetten PTT en MUS en losse waarnemingen bijeengebracht door Waarneming.nl. Het PTT wordt beschreven in 2.3.1. Het Meetnet Urbane Soorten (MUS), opgezet door SOVON en

Vogelbescherming, beoogt het vastleggen van de verspreiding en relatieve aantallen van broedvogels in stedelijke gebieden (van Turnhout 2006). Tellingen worden uitgevoerd vanaf vaste punten en vinden drie keer plaats in de periode 1 april – 15 juli. MUS-tellingen worden sinds 2007 uitgevoerd.

De derde bron van gegevens is Waarneming.nl (zie [www.waarneming.nl/info.php](http://www.waarneming.nl/info.php)). Deze website biedt een invoerportaal voor natuurwaarnemingen in Nederland en daarbuiten. Het gaat om losse waarnemingen die niet volgens een vooropgezet plan of meetnet worden verricht. Daardoor wordt uitsluitend duidelijk waar een soort is waargenomen, niet waar hij ontbreekt. Zulke kennis over de geografische en temporele afwezigheid van soorten is waardevol bij het verklaren en voorspellen van de verspreiding.

#### *Dataselectie*

De analyse van de verspreiding van de parkietensoorten is verdeeld over twee periodes:

- Broedperiode, van 15 maart tot en met 31 juli
- Buiten broedperiode, van 1 augustus tot 15 maart.

De broedperiode is conservatief gedefinieerd (Weiserbs 2008, 2008a en 2008b), om te vermijden dat er een overdaad aan niet-broeders in het broedvogelbestand zou zitten.

Gegevens uit Waarneming.nl zijn gefilterd om incidenteel aanwezige vogels zoveel mogelijk te kunnen scheiden van structureel aanwezige, en om redelijk nauwkeurige plaatsbepalingen te krijgen. De volgende waarnemingen zijn daarom weggelaten uit verdere analyses:

- Gedrag genoteerd als 'overvliegen' [reden: locatie kan toevallig zijn]
- Gedrag niet genoteerd [reden: kunnen overvliegende vogels zijn]
- Gebied genoteerd als Amstelveen, Amsterdam, Amsterdam (gemeente), Breda, Den Haag, Deventer, Haarlem, Leiden, Rotterdam - Algemeen of Utrecht [reden: locatie te globaal]
- Gebied komt slechts één maal voor in bestand [reden: waarschijnlijk incidenteel voorkomen]
- Periode tussen datum laatste waarneming en datum eerste waarneming - in hetzelfde gebied - is korter dan 15 dagen [reden: waarschijnlijk herhaalde waarneming van incidenteel aanwezige vogel(s)].

De gebieden die zijn weggelaten vanwege de globale plaatsaanduiding worden ruimschoots vertegenwoordigd door kleinere gebieden met een beperktere locatie-aanduiding, en deze plaatsen

zijn dus wel vertegenwoordigd in het uiteindelijke bestand.

Voor gegevens uit MUS en PTT is één filterregel van toepassing:

- Per route (met meerdere telpunten per route) is een soort slechts eenmaal waargenomen in de gehele telperiode [reden: waarschijnlijk incidenteel voorkomen]

De waarnemingen uit Waarneming.nl en respectievelijk MUS of PTT zijn samengevoegd voor het maken van de verspreidingskaarten en kanskaarten. Slaaplaatstellingen zijn apart behandeld. Om een beeld te krijgen van de uitbreiding door de jaren heen zijn kaarten gemaakt voor drie periodes:

- 2006 t/m 2010
- 2001 t/m 2005
- 1978 t/m 2000,

Zoals hierboven vermeld zijn de kaartbeelden grotendeels gebaseerd op losse waarnemingen en niet op systematisch verspreidingsonderzoek. Desondanks wordt verwacht dat de kaarten een voldoende betrouwbare indicatie geven van de werkelijke verspreiding. De drie parkietensoorten worden immers, waarschijnlijk door hun exotische verschijning, relatief vaak gemeld.

### 2.3.3. Habitatmodellering

De populatie Halsbandparkieten in Nederland groeit snel en de huidige verspreiding hangt waarschijnlijk nauw samen met de locatie(s) van introductie. Het is onwaarschijnlijk dat het verspreidingsgebied zich in de toekomst zal blijven beperken tot het huidige. Als we aannemen dat de parkieten nog niet alle mogelijke geschikte habitats in Nederland hebben bezet, kunnen we een voorspelling doen van de toekomstige verspreiding gebaseerd op habitatkenmerken van de huidige verspreiding. We hebben dit onderzocht met behulp van een statistische classificatie- en regressietechniek, om te bepalen welke habitatkenmerken de huidige verspreiding het best verklaren (zie Analyse). Vervolgens hebben we de uitkomsten van de analyses gebruikt om een schatting te maken van de regionale geschiktheid van de habitat voor parkieten. Dit resulteert in kanskaarten van heel Nederland, met per gebied een schatting van de kans op aandoen wel afwezigheid. Deze exercitie kon in verband met het beschikbare aantal waarnemingen alleen worden uitgevoerd voor Halsbandparkiet.

Voor deze analyses zijn geen gegevens uit Waarneming.nl gebruikt omdat die niet op een gestandaardiseerde manier zijn verzameld en omdat geen afwezigheid van soorten is gedocumenteerd.

Habitatkenmerken zijn verkregen uit verschillende bronnen. Allereerst zijn kenmerken van huizen en bebouwing verkregen per Postcode5-gebied (PC5-gebied). Dit is een gebied waar de eerste vijf karakters van de postcode van alle adressen overeen komen. De grootte van een dergelijk gebied varieert met de dichtheid aan huizen; buiten steden zijn PC5-gebieden veel groter dan erinnen. Alle kenmerken zijn berekend voor het middelpunt van het PC5-gebied met een straal van 200 m en voor elk MUS- en PTT-punt met een straal van 200 m. Een straal van 200 m is gekozen omdat dat overeen komt met de grootte van het gemiddelde effectieve waarneembied bij een punttelling. Per PC5 zijn uit het Top10-vectorbestand (2006, Topografische Dienst) gegevens verkregen over oppervlaktes bebouwing, infrastructuur en groen en dergelijke. Tevens zijn gegevens toegevoegd van enkele land- en tuinbouwgewassen, namelijk zomer- en wintergraan en fruit, die mogelijk tot voedsel dienen voor de parkieten.

De verspreiding van Halsbandparkieten is tot op heden sterk gebonden aan parken met oude bomen. Echter, bestanden met variabelen die een dergelijk habitat gedetailleerd beschrijven zijn naar ons weten niet beschikbaar. Om deze lacune enigszins op te vullen hebben we gegevens van de dichtheid van Grote Bonte Specht en Boomklever toegevoegd, aangezien deze soorten gebonden zijn aan een gelijksoortig type habitat, al zijn het meer typische bosvogels in plaats van parkvogels. Relatieve broedvogeldichtheden zijn berekend uit geïnterpoleerde telgegevens uit 250-m-gridcellen afkomstig uit de meest recente broedvogelatlas (SOVON 2002), waarvoor het veldwerk werd verricht in 1998-2000. Alle variabelen gebruikt in de analyses staan vermeld in tabel 2.1. De keuze van variabelen berust op informatie over het huidig gebruikte en gemedene habitat en op beschikbaarheid van gegevens op voldoende gedetailleerd niveau.

#### *Analyse*

Voor de analyses is alleen gebruik gemaakt van presentie-/absentiedata, wat wil zeggen dat alle getelde aantallen zijn omgezet naar af- dan wel aanwezigheid (0 of 1). Voor de MUS- en PTT-data is hiertoe eerst het gemiddelde aantal over alle beschikbare seizoenen berekend en vervolgens zijn de gemiddelde aantallen groter dan 0 behandeld als presenties. Daarna is geanalyseerd hoe habitatvariabelen zijn gerelateerd met de presentie per telpunt. Omdat er een zeer groot aantal verklarende variabelen in de analyse is opgenomen, zijn regressie-analyses (of meer algemeen, *generalized linear models*) minder geschikt en hebben we gebruik gemaakt van *random forests classification trees* (RF; Elith *et al.* 2006, Thuiller *et al.* 2009a). Een van de grote krachten van RF-analyses is dat



Tabel 2.1. Variabelen gebruikt in analyses van habitatgeschiktheid. Alle variabelen zijn berekend voor een cirkelvormig gebied met een straal van 200 m (oppervlakte 12.6 ha) in het centrum van een Postcode5-gebied of rondom de MUS- en PTT-telpunten. Variables used to analyse habitat availability for Rose-ringed Parakeet, with data derived from point counts in urban areas (breeding bird survey) and terrestrial wintering birds (wintering bird survey).

Habitatkenmerk	Omschrijving
Fysisch Geografische Regio	Bijv. Duinen, Zeeklei, Laagveen
Oppervlakte bebouwd	Aandeel bebouwd per telpunt (max. 12.6 ha)
Oppervlakte stedelijk	Oppervlakte van telpunt dat binnen stad ligt (max. 12.6 ha)
Afstand stadsrand	Afstand telpunt tot rand van stad
Stadsoppervlakte	Oppervlakte van gehele stad
Oppervlakte Huizen	Oppervlakte huizen per telpunt (max 12.6 ha)
	Oppervlakte flats per telpunt (max 12.6 ha)
Oppervlakte Flats	
Oppervlakte Grijs	Oppervlakte geasfalteerd per telpunt (max 12.6 ha)
Oppervlakte Groen	Oppervlakte begroeid per telpunt (max 12.6 ha)
Oppervlakte Blauw	Oppervlakte water per telpunt (max 12.6 ha)
Oppervlakte Overig	Oppervlakte overig gebied per telpunt (max 12.6 ha)
Oppervlakte Bebouwd+Grijs	Oppervlakte bebouwd + geasfalteerd per telpunt (max 12.6 ha)
Oppervlakte Groen+Overig	Oppervlakte Groen + Overig per telpunt (max 12.6 ha)
Woningtype 0 t/m 14	Aantal woningen in een van 14 typen: rijtjeshuizen, flats, losstaand woningen, etc., per postcode5-gebied
Leeftijd woningen 0 t/m 12	Aantal woningen in een van 12 leeftijdscategorieën (voor 1900, van 1900-1910, etc.) per postcode5-gebied
Bodemgebruik 1 t/m 22	Oppervlakte per bodemgebruik. Bijv. woongebied, detailhandel, horeca, bedrijfsterrein, stortplaats, begraafplaats, park/plantsoen, per postcode5-gebied
Aantal woningen	Totaal aantal woningen per postcode5-gebied
Oppervlakte wegen	Oppervlakte wegen per postcode5-gebied (ha)
Oppervlakte water	Oppervlakte water per postcode5-gebied (ha)
Oppervlakte fruit	Oppervlakte bebouwd met fruit (ha)
Oppervlakte wintergranen	Oppervlakte bebouwd met wintergranen (ha)
Oppervlakte zomergranen	Oppervlakte bebouwd met zomergranen (ha)
	Relatieve dichtheid broedparen Grote Bonte specht
Dichtheid Grote Bonte Specht	
Dichtheid Boomklever	Relatieve dichtheid broedparen Boomklever

het zeer grote aantallen onafhankelijke variabelen aankan. Voor de analyses hebben we gebruik gemaakt van het pakket 'BIOMOD' (Thuiller *et al.* 2009a, 2009b) dat werkt in de statistiek-programmeertaal 'R' (R Development Core Team 2005). RF construeert een zeer groot aantal bifurcatieregels of classificatiebomen. Elk model bestaat uit een classificatieboom die optimale regels schat op basis van de een subset onafhankelijke variabelen waarmee de responsevariabele (aan-/afwezig in ons geval) kan worden opgedeeld in twee zo homogeen mogelijke groepen. Bij elke splitsing wordt een willekeurige selectie van habitatvariabelen gebruikt. De best functionerende habitatvariabelen worden uiteindelijk gebruikt om de gegevens op te delen.

#### Variabelenselectie

De positieve presentiedata zijn geografisch niet gelijkmatig verdeeld over Nederland. Er is een sterke oververtegenwoordiging in de Randstad. Dit kan gevolgen hebben voor de uitkomsten van analyses als

sommige variabelen op eenzelfde manier geografisch zijn verdeeld over Nederland. Dit is bijvoorbeeld het geval met de variabele stadsgrootte: de meeste Halsbandparkieten zijn gebonden aan grote steden en buiten de Randstad komen grote steden veel minder voor. Als dit verband op toeval zou berusten dan zal de voorspelde verspreiding te conservatief kunnen zijn. Dit geldt ook voor de fysisch-geografische regio's die mogelijk toevallig gecorreleerd zijn met de verspreiding van de Halsbandparkieten. Om het effect van deze variabelen op de kanskaarten te onderzoeken hebben we analyses gedaan met en zonder de variabele 'stadsgrootte'. Tevens is de analyse uitgevoerd met alleen data afkomstig uit de Randstad terwijl informatie over fysisch-geografische regio werd weggelaten.

#### Betrouwbaarheid

De betrouwbaarheid van de modellen kan worden getoetst met behulp van een evaluatie-dataset. Omdat we geen onafhankelijke dataset hebben, zetten we

hiertoe 30% van onze gegevens opzij en vergelijken het voorkomen in deze 30% met schattingen gebaseerd op de analyse die is uitgevoerd met de resterende 70%. Dit wordt drie maal herhaald met een wisselende willekeurige selectie van 30% van de data. Vervolgens wordt de betrouwbaarheid van de schattingen geschat door kruisvalidaties en berekend met als de True Skill Statistic (TSS; Thuiller *et al.* 2009b). De TSS varieert tussen 0 en 1, en hoe hoger de TSS-waarde hoe beter het model presteert. De kwaliteit van de modeluitkomsten wordt beoordeeld volgens de classificatie zoals weergegeven in tabel 2.2 die algemeen wordt gebruikt in de ecologische literatuur.

*Tabel 2.2. Index voor kwaliteitsclassificatie van modeluitkomsten op basis van kruisvalidatie en de True Skill Statistic (TSS). Index used as a confidence check for model results (True Skill Statistic).*

<b>Kwaliteit voorspelling</b>	<b>TSS</b>
Excellent of hoog	0.8 – 1
Goed	0.6 – 0.8
Redelijk	0.4 – 0.6
Slecht	0.2 – 0.4
Geen	0 – 0.2

#### *Invloed van specifieke variabelen op voorspellingen*

Een relatieve maat voor de grootte van het effect van elke variabele op de voorspelling van het voorkomen wordt geschat met behulp van een permutatieprocedure. De specifieke variabele wordt vervangen door toevalsgetallen en de uitkomst wordt vergeleken met het model inclusief de originele variabele. Het belang van elke variabele wordt weergegeven als  $(1-R)$ , waarbij  $R$  de correlatiecoëfficiënt is tussen de originele voorspelling en de voorspelling met de toevalsgetallen: 1 is zeer belangrijk, 0 is geheel zonder betekenis.

### 3. Achtergrondinformatie

#### 3.1. Vestigingskans van exoten

De informatie in deze paragraaf is overgenomen uit Slaterus *et al.* (2009).

Wereldwijd komen talloze soorten planten en dieren als exoten voor buiten hun oorspronkelijke verspreidingsgebied. Sommige soorten zijn opzettelijk door de mens geïntroduceerd, terwijl andere door onbedoeld menselijk ingrijpen nieuwe gebieden hebben bereikt. Of een soort zich na binnenkomst succesvol vestigt, en zich ontwikkelt tot een invasieve exoot die andere soorten kan verdringen, hangt af van verschillende factoren (Bomford 2003). De belangrijkste daarvan, die betrekking hebben op vogels, worden hieronder besproken.

- *Omvang introductie*  
Wanneer grote aantallen vogels op verschillende plaatsen en momenten worden geïntroduceerd, is de kans op succesvolle vestiging relatief groot. Kleine aantallen zijn daarentegen gevoeliger voor uitsterven, onder meer door een verhoogd risico op predatie, door het niet kunnen vinden van een partner en door een laag broedsucces (Williamson 1989, Dennis 2002). De minimale populatiegrootte voor succesvolle vestiging is van veel soorten onbekend, maar doorgaans zijn introducties van minder dan 20 individuen gedoemd tot uitsterven. Er zijn desalniettemin gevallen bekend, waarbij minder dan tien individuen of zelfs een enkel paar aan de basis hebben gestaan van succesvolle vestiging (Bomford 2003), zoals Rosse Stekelstaart in Engeland en Huiskraai in Nederland.
- *Vestiging in overeenkomstig klimaat*  
Er wordt vaak aangenomen dat de vestigingskans van exoten groter is naarmate de klimatologische omstandigheden beter overeenkomen met die in het oorspronkelijke verspreidingsgebied (Davis *et al.* 1998). Diverse studies hebben een correlatie aangetoond tussen het succes van vestiging van een soort en de klimaatovereenkomst (o.a. Blackburn & Duncan 2001). Brown (1989) gaf echter aan dat er ook soorten zijn, die in een veel bredere scala aan klimatologische condities kunnen voorkomen dan die in hun oorspronkelijke verspreidingsgebied. Een voorbeeld is de Nijlgans.
- *Geografische reikwijdte*  
Soorten die wijd verspreid en talrijk voorkomen in hun natuurlijke verspreidingsgebied, hebben een grotere kans om zich elders met succes als exoot te vestigen. Dit hangt nauw samen met het vermogen van een soort om in een grote

verscheidenheid aan habitats en klimaattypen te kunnen overleven (Swincer 1986, Ehrlich 1989).

- *Trekgedrag*  
De kans op succesvolle vestiging is doorgaans groter bij standvogels dan bij trekvogels. Wanneer weinig individuen betrokken zijn bij een introductie, is de kans op aanwas immers het grootst wanneer deze vogels als groep bijeen blijven en niet wegtrekken (Bomford 2003).
- *Voedsel*  
Soortenmeteenbredevoedselkeuze (generalisten) zijn over het algemeen succesvoller in het vestigen van exotische populaties dan soorten met een beperkte voedselkeuze (specialisten). Het vermogen om nieuwe voedselbronnen in het dieet op te nemen, of het ontwikkelen van nieuwe technieken om voedsel te bemachtigen, kan bijdragen aan succesvolle vestiging (Bomford 2003).
- *Vermogen om nabij mensen te leven*  
Veel ecologen beschouwen het vermogen van een soort om zich aan door de mens verstoorte habitats aan te passen, zoals agrarische en stedelijke gebieden, als een belangrijke factor die bijdraagt aan het vestigingssucces (Bomford 2003).
- *Historie van succesvolle vestiging*  
Wanneer een soort reeds een geschiedenis heeft opgebouwd van succesvolle vestiging, duidt dit op een verhoogde kans op succesvolle vestiging in nieuwe gebieden (Bomford 2003).
- *Groeisnelheid*  
Een hoge reproductie (aantal uitgevlogen jongen per paar), een hoge broedfrequentie (aantal legsels per jaar) en grote legsels kunnen een snelle uitbreiding van een soort in nieuwe gebieden in de hand werken (Bomford 2003).

#### 3.2. Soortbeschrijvingen

Hieronder volgen algemene beschrijvingen van Halsbandparkiet, Monniksparkiet en Grote Alexanderparkiet, waarbij aandacht wordt besteed aan herkenning, gelijkende soorten, geografische variatie, verspreidingsgebied en biologie. In tabel 3.1 worden de belangrijkste eigenschappen van de drie soorten nog eens samengevat. Veel van deze informatie is ontleend aan publicaties van onderzoekers die de soort in het buitenland hebben bestudeerd, zoals in België (Weiserbs 2008, 2008a, 2008b, Strubbe 2009), Engeland (Butler 2003) en Duitsland (Braun 2004, 2009). Verder zijn de soortbesprekingen geraadpleegd in *Handbook of the Birds of the World* (del Hoyo *et al.* 1997) en

Tabel 3.1. Samenvattende soortenkarakterisering. Summary of morphology, status, distribution and ecology of Rose-ringed Parakeet, Monk Parakeet and Alexandrine Parakeet.

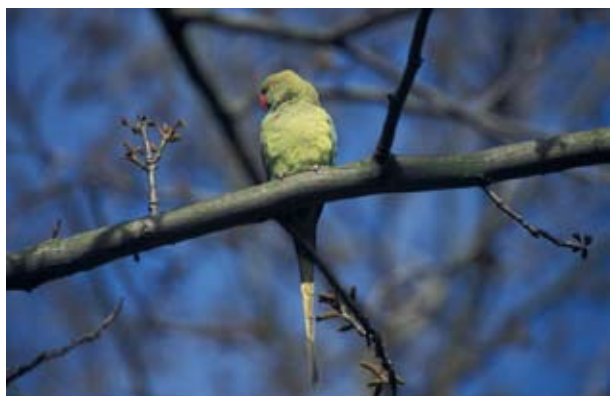
Karakteristiek	Halsbandparkiet ( <i>Psittacula krameri</i> )	Monniksparkiet ( <i>Myiopsitta monachus</i> )	Grote Alexanderparkiet ( <i>Psittacula eupatria</i> )
Formaat (cm)t	37-43	28-29	50- 62
Gewicht (gram)	95-143	90-140	198-258
Seizoensvoorkomen	Overwegend standvogel	Overwegend standvogel	Overwegend standvogel
Geografische variatie	Nominaatvorm, <i>P. k.</i> , <i>parvirostris</i> , <i>P. k. borealis</i> en <i>P.k. manillensis</i>	Nominaatvorm, <i>M. m. cotorra</i> , <i>M. m. monachus</i> en <i>M. m. calita</i>	Nominaatvorm, <i>P. e. nipalensis</i> , <i>P. e. magnirostris</i> , <i>P. e. avensis</i> en <i>P. e. siamensis</i>
Verspreiding	Van oorsprong Savannegordel Afrika ten noorden regenwoudgordel, NW-Pakistan-ZO-China en Indisch subcontinent. Geïntroduceerd in 40 landen over 5 continenten	Van oorsprong het zuiden van Bolivia en Brazilië, Paraguay, Uruguay en Noord- en Centraal-Argentinië. Geïntroduceerd in 16 landen over 5 continenten.	Van oorsprong van India tot Vietnam met geïsoleerde populaties in Afghanistan en Pakistan. Geïntroduceerd in i.i.g. 6 Europese landen.
Voedsel	Plantaardig voedsel, zoals, zaden, scheuten, knoppen en vruchten met een klein aandeel ongewervelden	Planten, zaden en vruchten, af en toe insecten	Zaden, bloemen (nectar), jonge scheuten, knoppen en vruchten
Leeftijd	Tot 20-30 jaar in gevangenschap	?	?
Aantal eieren	3-4	1-11	3-4
Aantal legfels per jaar	1, maar herlegfels mogelijk in buitenvolière Engeland (Lambert <i>et al.</i> 2009)	?	?
Broedduur (dagen)	22-24	24	19-21
Habitat	In stedelijk gebied gelegen groen (waar geïntroduceerd)	Stedelijk gebied (waar geïntroduceerd)	In stedelijk gebied gelegen groen (waar geïntroduceerd)
Nestplaats	Boomholten, nestboxen, kieren en gaten in bouwwerken. Solitair/losse kolonies	Nestconstructies in bomen, hoge struiken, hoge constructies zoals elektriciteitsmasten Koloniebroeder	Boomholten. Solitair/losse kolonies
Slaapplaats	Gemeenschappelijke slaapplaats in bomen	Gemeenschappelijk in nesten	Gemeenschappelijke slaapplaats in bomen met Halsbandparkiet, waar geïntroduceerd
Eerste jaar van melding in Nederland	1968 (broedgeval Den Haag)	1971 (Bergen op Zoom)	1997 (waarneming.nl, Amsterdam)

*Parrots of the World* (Forshaw 1977) en *A Guide to the Parrots of the World* (Juniper & Parr 1998).

### 3.2.1. Halsbandparkiet

#### Taxonomie

De Halsbandparkiet (*Psittacula krameri*) behoort tot



Halsbandparkiet. Rose-ringed Parakeet (H. van Diek).

de familie *Psitticidae* (papegaaien) en daarbinnen tot het genus *Psittacula*. Dat bestaat uit 14 soorten, alle met een verspreiding in tropisch Azië en Afrika. Er worden vier ondersoorten onderscheiden: *P. k. krameri*, en *parvirostris* in Afrika (met tussenvormen in Oost-Soedan) en *P. k. borealis* en *manillensis* in Azië. In Europa zijn alleen introducties bekend van de Aziatische ondersoort *P. krameri borealis* en/of *manillensis* en hybriden daartussen (Pithon & Dytham 2001, Braun 2004 & Strubbe & Matthysen 2009a).

#### Herkenning

De Halsbandparkiet (40 cm) wordt gekenmerkt door een groen verenkleed en rode bek. Het mannetje heeft voorts een zwarte keel en roze nekband. De verwante en in kleine aantallen in Nederland voorkomende Grote Alexanderparkiet (*P. eupatria*) is groter en heeft een opvallend rode schouderplek. Jonge Halsbandparkieten lijken op vrouwtjes, maar zijn geler gekleurd en hebben een

kortere staart. Mannetjes krijgen de nekband in het derde levensjaar. Er bestaat variatie tussen de ondersoorten: vergeleken met de nominaatvorm is de ondersoort *parvirostris* donkerder met meer roze op de nekband en een compleet rode bovensnavel. *Borealis* is groter, met onderdelen die wat grauwer gekleurd zijn, met meer blauw op de kop en een meestal volledig rode snavel. *Manillensis* heeft net als *borealis* een zwarte ondersnavel.

#### Verspreidingsgebied

Het oorspronkelijke verspreidingsgebied beslaat in tropisch Afrika de savannegordel ten zuiden van de Sahara en ten noorden van de regenwoudzone (figuur 3.1). De ondersoort *krameri* komt voor van Zuid-Mauritanië/Guinee in het westen tot West-Oeganda en Zuid-Soedan in het oosten. *Parvirostris* komt voor in de landen die liggen in de Hoorn van Afrika. In Azië strekt het oorspronkelijke verspreidingsgebied zich uit van Noordwest-Pakistan tot Zuidoost-China, (ondersoort *borealis*) en het Indische subcontinent (ondersoort *manillensis*). Dit is de bron van de Europese vogels.

#### Biologie

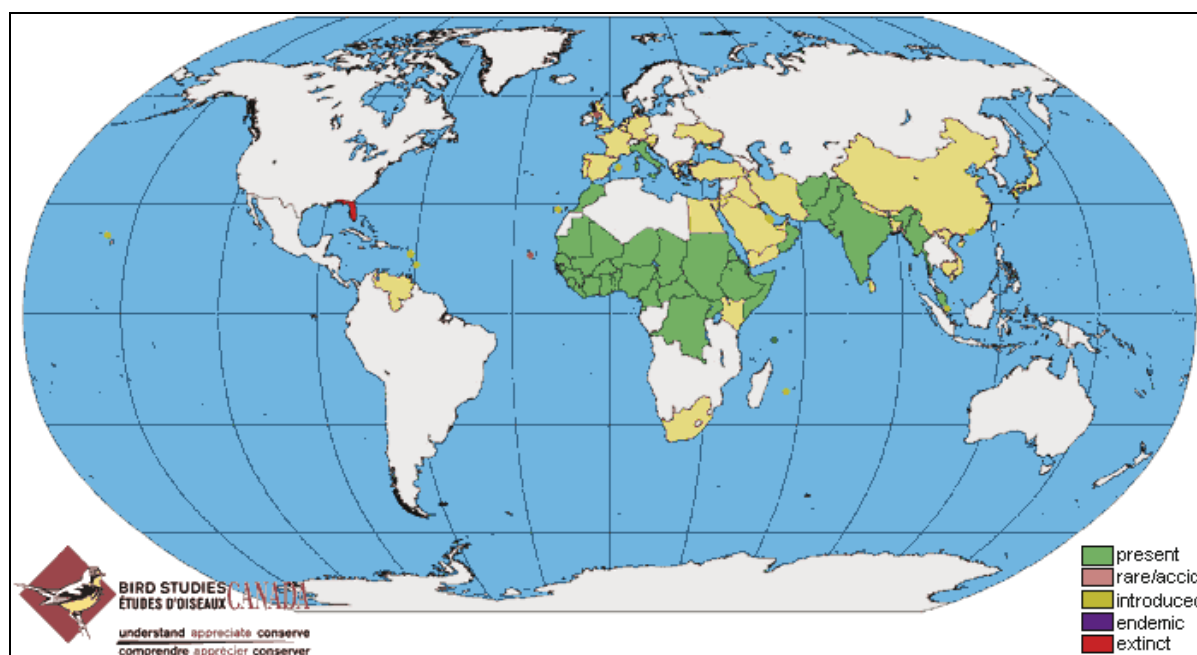
##### LEEFGEBIED

Oorspronkelijk komt de soort voor in verschillende milieus met bomen, voornamelijk gelegen in het laagland, maar in Azië tot 1600 m hoogte en in Ethiopië tot 2000 m. Het gaat om savanneachtige landschappen, maar ook loofbossen en dennenbossen. Ook komt de soort voor in agrarisch gebied, tuinen, parken bij dorpen en steden en boomgaarden. In Nederland en andere landen in Noordwest-Europa wordt het leefgebied gekarakteriseerd door plekken

met oude bomen, zoals parken en andere kleine bosjes, in of nabij stedelijk gebied. Uit Duitsland zijn zeldzame broedgevallen bekend uit agrarisch gebied, waar de soort nestelt in populierenrijen. In Engeland wordt tegenwoordig ook in agrarisch gebied gebroed. In België lijkt de soort vooralsnog agrarisch gebied te mijden.

##### VOEDSELKEUZE EN VOEDSELGEBIEDEN

Het menu van de Halsbandparkiet bestaat, zowel in het oorspronkelijke verspreidingsgebied als in de gebieden waar de soort is geïntroduceerd, uit plantaardig voedsel zoals zaden, scheuten, knoppen en vruchten, met een klein aandeel ongewervelden. In Heidelberg (Duitsland) werden de volgende voedselplanten veel gebruikt: Veldesdoorn (*Acer campestre*), Krentenboompje (*Amelanchier lamareckii*), Haagbeuk (*Carpinus betulus*), Es (*Fraxinus excelsior*), Walnoot (*Juglans regia*), Appel (*Malus domestica*), Kers (*Prunus avium* en *Prunus padus*), Robinia (*Robinia pseudoacacia*), Honingboom (*Sophora japonica*) en Tamarisk (*Tamarix ramosissima*). In 90% van de gevallen werden vruchten gegeten, in 5% bloesem, in 3% scheuten, 1% bast en 1% blad (Braun 2004). In Engeland zijn de volgende voedselitems vastgesteld: appel, peren, rozen, meidoorn, cotoneaster, kers, pruim, braam, aardbei, bessen van hulst, vlier, druiven, bananen, sinaasappel, erwten, gerst, pinda's, beukenootjes, paardekastanjes, esdoornzaadjes, essenzaad, dennenzaad, brood, spek, kaaskorsten, koekjes, vleesresten, zonnebloempitten, knoppen van bomen en bloemen en mistletoe (Butler 2003). Een studie verricht in Île-de-France (Noord-Frankrijk) laat zien dat de soort daar voornamelijk leeft van zaad en fruit, de exacte samenstelling



Figuur 3.1 Verspreiding van de Halsbandparkiet (bron: <http://avibase.bsc-eoc.org/species.jsp>)

is afhankelijk van de beschikbaarheid (Clergeau et al. 2009). De meest vastgesteld voedselitems waren: vruchten van kersenbomen (*Prunus spec.*), vruchten en knoppen van appelbomen (*Malus pumila*), zaden en knoppen van Veldesdoorn (*Acer campestre*), Noorse esdoorn (*Acer platanoides*) en Plataan (*Platanus x acerifolia*), zaden van Taxus (*Taxus baccata*), Robinia (*Robinia pseudoacacia*) en Trompetboom (*Catalpa bignonioides*) en knoppen van Ruwe en Zachte berk (*Betula pendula* en *B. pubescens*), Paardenkastanje en Amerikaanse kastanje (*Aesculus hippocastanum* en *A. flava*). Van door mensen toegediend voedsel werden appels, pinda's, gierst, zonnebloempitten, vetbollen en commerciële zaadmengsels het meest genuttigd. Er werden geen dierlijke voedselitems vastgesteld.

De soort onderneemt, veelal in groepsverband, foerageervluchten, waarbij voedselgebieden tot op meerdere kilometers afstand (nauwelijks gevallen van meer dan 20 km) van de slaapplea worden bezocht (Braun (2009). Kahl-Dunkel & Werner in Strubbe & Matthijsen (2009b) stelden bij broedende vogels in België, uitgerust met een radiozender, vast dat ze meestal binnen enkele honderden meters van het nest foerageerden en maximaal een afstand van 1700 m aflegden. De voedselgebieden kunnen in het algemeen worden gekarakteriseerd als gebieden waar een grote variatie aan voedselplanten aanwezig is, zoals stadsparken, tuinen en boomgaarden in of nabij stedelijk gebied. Daarnaast maakt de Halsbandparkiet gebruik van voer dat wordt verstrekt door mensen. Gedacht wordt dat de soort in introductiegebieden mede afhankelijk is van bijvoeren met name gedurende de wintermaanden. Desondanks is in Engeland bij ten minste één populatie vastgesteld dat deze kon overleven zonder voederplaatsen te gebruiken (James 1996 in Butler 2005). Agrarisch gebied buiten de steden wordt in Noordwest-Europa nauwelijks als foerageergebied gebruikt. Dit in tegenstelling tot in het oorspronkelijke verspreidingsgebied, waar veelvuldig in agrarisch gebied op o.a. granen en fruit wordt gefoerageerd.

#### Broedbiologie

De soort kan gekarakteriseerd worden als secundaire holenbroeder. Halsbandparkieten maken zelden zelf nestgaten, maar gebruiken gaten van andere holenbroeders, met name spechten, en knagen deze indien nodig zelf verder uit. In de oorspronkelijke broedgebieden zouden ze wel nestgaten maken in zachthout-boomsoorten (Forshaw 1977, Juniper & Parr 1998). Daarnaast wordt ook gebruik gemaakt van natuurlijke boomholten. In het oorspronkelijke verspreidingsgebied, en in ieder geval ook in Duitsland en Engeland, wordt in mindere mate gebroed in gebouwen en in nestkasten. Zo nestelt de soort in enkele Duitse steden in gaten of spleten

in (isolatiemateriaal van) dakgevels. In Amsterdam is vastgesteld dat Halsbandparkieten nesten maken in spouwmuren (R.M.V. Jonker, pers. med.) en blijken ze pogingen doen om de openingen van mezenkasten te vergroten (Bijlsma et al. 2001). Het is in het laatste geval niet duidelijk of broedpogingen werden ondernomen

In de oorspronkelijke leefgebieden in Afrika wordt gebroed in de periode december-mei en in Azië januari-april (soms tot juni). Volgens Juniper & Parr (1998) zijn broedgevallen in juli vastgesteld. In Engeland gaat het om de periode januari-juni. In België worden nesten vaak al in december bezet en eieren gelegd vanaf februari-maart. In Duitsland vindt de eileg plaats in de tweede helft van maart tot ver in april, in uitzonderingsgevallen begin mei. De legselgrootte bedraagt doorgaans 3-4 eieren, maar tot 6 eieren is mogelijk. De incubatietijd van de eieren is 22-24 dagen. Het vrouwtje broedt en het mannetje waakt. De jongen verlaten na zes weken het nest en worden daarna nog twee weken door de ouders gevoerd.

Nestelen gebeurt solitair of in losse kolonies. De soort is monogaam en vormt vermoedelijk paren voor het leven. Er wordt in principe één keer per jaar gebroed, maar vervolglegels zijn mogelijk. Lambert et al. (2009) toonden aan dat sommige paren (11 van de 17) in een buitenvolière in Noord-Engeland na het weghalen van de eieren een tweede broedpoging ondernamen.

#### 3.2.2. Monniksparkiet

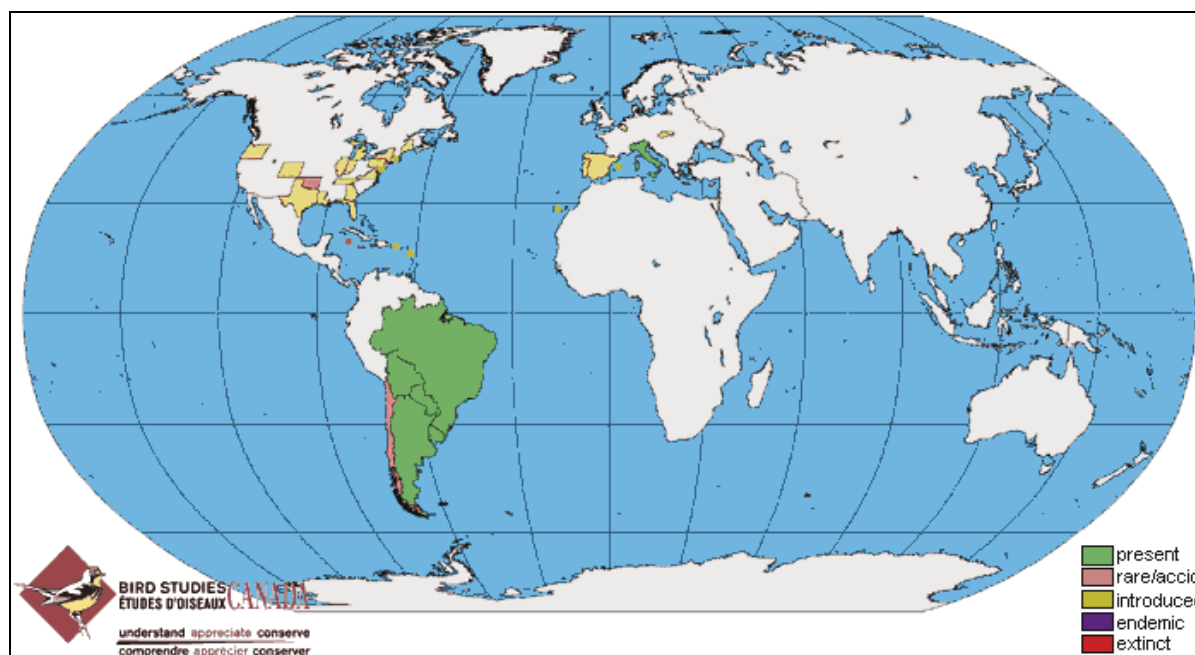
##### Taxonomie

De Monniksparkiet (*Myiopsitta monachus*) behoort tot de familie van de *Psitticidae* (papegaaien) en daarbinnen tot het genus *Myiopsitta*. Dat omvat zeven ondersoorten, alle met een natuurlijke verspreiding in Zuid-Amerika. Er worden drie ondersoorten onderscheiden: *M. m. cotorra*, *monachus* en *calita*. Lanning (1991) noemt bovendien de in Bolivia voorkomende zeldzame ondersoort *M. m. luchi*. Deze is later afgesplitst als aparte soort: de Cliff Parakeet (*M. luchi*). Er is geen informatie gevonden over de ondersoortstatus van de Monniksparkieten die in Nederland en omliggende landen zijn geïntroduceerd.

##### Herkenning

De Monniksparkiet is vergeleken met de andere geïntroduceerde soorten een relatief kleine papegaaiachtige (grootte 33 cm), die minder fel groen gekleurd is. De soort heeft een grijs voorhoofd, geelbruine snavel, witte keel en borst en geelachtige buik. De geslachten zijn gelijk, jonge vogels zijn te herkennen aan een nog groenig voorhoofd. Door de rauwe roep onderscheidt de Monniksparkiet zich van andere geïntroduceerde parkieten. De ondersoort *calita* is kleiner en het grijs op het hoofd





Figuur 3.2. Verspreiding van de Monniksparkiet (bron: <http://avibase.bsc-eoc.org/species.jsp>). World distribution of Monk Parakeet.

is donkerder. De ondersoort *cotorra* is helderder groen en heeft op de buik minder geel.

#### Verspreidingsgebied

De originele verspreiding omvat het zuiden van Bolivia en Brazilië, Paraguay, Uruguay en Noord- en Centraal-Argentinië. De ondersoort *calita* komt alleen voor in West-Argentinië, *cotorra* in Zuid-Bolivia, Paraguay, Zuid-Brazilië en Noordwest-Argentinië en de nominaatvorm in Zuidoost-Brazilië, Uruguay en Noordoost-Argentinië (figuur 3.2).

#### Biologie

##### LEEFGEBIED

In het oorspronkelijke areaal leeft de soort overwegend in laagland tot 1000 m hoogte in bosjes in droge gebieden en in open milieus, mits er bomenrijen of bosjes zijn (profiteert bijvoorbeeld van de aanleg van *Eucalyptus*-plantages in open gebieden en gedeeltelijke ontbossing). Hij nestelt tevens in verstedelijkt gebied en akkerland. In gebieden waar de soort is geïntroduceerd, komt hij overwegend voor in dichtbevolkt stedelijk gebied.

##### VOEDSELKEUZE EN VOEDSELGEBIEDEN

De Monniksparkiet leeft van planten, zaden en vruchten, maar eet af en toe ook insecten. De precieze keuze lijkt afhankelijk van het aanbod gedurende het seizoen. In de introductiegebieden is hij in de winter afhankelijk van voederen (met name vogelzaad) door mensen (Hyman & Pruett-Jones 1995).

De soort foerageert meestal in groepen, in de oorspronkelijke leefgebieden in agrarisch

gebied. In introductiegebieden wordt vrijwel alleen in bebouwde gebieden met veel groen (tuinen en parken) gefoerageerd. In de winter zijn voederplaatsen van groot belang. Hyman & Pruett-Jones (1995) veronderstellen dat de dieren van hun onderzoekspopulatie in Chicago grotendeels in de directe omgeving van de broedplaats (park) foerageerden. Enkele foeragerende vogels bevonden zich echter op acht kilometer van de vermoedelijke broedplaats. In het oorspronkelijke verspreidingsgebied wordt veelvuldig gefoerageerd in het agrarisch gebied op graangewassen, zonnebloemen en fruitgewassen.

##### BROEDBIOLOGIE

De Monniksparkiet is uniek onder de papegaaien omdat hij in zelfgemaakte takkennesten broedt in plaats van in holten. Het is voorts de enige papegaaiachtige die gemeenschappelijke nesten bouwt, welke het hele jaar bewoond worden. De nesten kunnen worden gekarakteriseerd als takkenbossen in bomen, bestaande uit verschillende ruimtes. Ze kunnen verschillend meters lang worden. Het nest wordt doorgaans in een (losse) hoge struik of boom gebouwd (zo hoog mogelijk). Ook worden nesten gebouwd aan elektriciteitsmasten, -draden en windmolens en andere hoge constructies, zoals lantaarnpalen en gebouwen (Domènech *et al.* 2003, Burger & Gochfeld 2009). In Nederland zijn enkele malen broedpogingen vastgesteld in verbouwde eksternesten (Lensink & Vergeer 2002). Nesten worden ook bezet door niet-broedende individuen, waarbij broedkamers (meestal 1-4, maar tot 7) en ruimtes voor niet-broeders gescheiden zijn. De bouw en het onderhoud van de nesten is voor het

grootste deel een taak van het mannetje (Eberhard 1998). Daarnaast worden losse clusters van nesten vaak bij elkaar in de buurt gebouwd. De nesten bevinden zich vaak langs en boven wegen (Burger & Gochfeld 2009).

In de oorspronkelijke broedgebieden omvat de broedperiode februari-november. De broedperiode in België beslaat de periode maart-juni. In Chicago werden copulaties vastgesteld vanaf 24 april en vanaf 25 juni werden uitgevlogen jongen vastgesteld. Nesten werden gerepareerd en opgebouwd in maart-april (Hyman & Pruett-Jones 1995). Volgens Muñoz & Real (2006) zou de soort in Spanje bijna jaarrond broeden.

De variatie in legselgrootte is volgens del Hoyo *et al.* (1997) groot: 1-11 eieren. Eberhard (1998) geeft voor een studiegebied in Córdoba (Argentinië) een gemiddelde legselgrootte van 4-5 eieren op. De broedduur bedraagt 24 dagen en de nestduur van de jongen *c.* 6 weken. Vervolgens blijven ze nog *c.* 3 maanden bij hun ouders. In gevangenschap is vastgesteld dat jongen tot twee jaar na het uitvliegen hun ouders hielpen bij nieuwe broedpogingen (voedsel aanbrengen en mogelijk broeden). Meestal is de soort monogaam, waarbij onduidelijk is of paarbinding voor het leven wordt aangegaan. Ook polygamie en polygynie zijn vastgesteld, al leek het erop dat de tweede man of vrouw een kleiner aandeel had in de broedpoging (Eberhard 1998). Broeden gebeurt veelal door het vrouwtje.

### 3.2.3. Grote Alexanderparkiet

#### Taxonomie

De Grote Alexanderparkiet (*Psittacula eupatria*) behoort tot de familie *Psittacidae* (papegaaien) en daarbinnen, net als de Halsbandparkiet, tot het genus *Psittacula*. Dat bestaat uit 14 soorten alle met een verspreiding in tropisch Azië en Afrika. Binnen de Grote Alexanderparkiet worden vijf ondersoorten onderscheiden: *P. e. nipalensis*, *eupatria*, *magnirostris*, *avensis* en *siamensis*. Er is geen informatie beschikbaar over de ondersoorten die in Nederland (en omliggende landen) voorkomen.

#### Herkenning

De Grote Alexanderparkiet (58 cm) heeft een heldergroen verenkleed en rode snavel. Bij het mannetje gaat de zwarte baardstreep over in een roze met blauwe halsband. Het vrouwtje heeft deze kenmerken niet. Ten opzichte van de nominatvorm is de ondersoort *nipalensis* groter met meer blauw dan grijs op de kop. De ondersoort *magnirostris* heeft een grotere snavel, een smalle blauwe band boven de roze nekband en een helderder gekleurde vleugelvlak, *avensis* heeft een geelachtige nek, *siamensis* heeft een geel-groene nek en gezicht en een blauwe vlek op het achterhoofd. De laatstgenoemde

drie ondersoorten hebben alle minder zwart onder de snavel en op de nek.

De Grote Alexanderparkiet onderscheidt zich van de Halsbandparkiet door een groter formaat, een bordeauxrode vlek op de schouders en de roep. De twee soorten zijn zo nauw aan elkaar verwant dat er hybriden voorkomen die ook vruchtbaar zijn. Zowel in Nederland als Groot-Brittannië zijn zulke hybriden verschillende keren waargenomen.

#### Verspreidingsgebied

De originele verspreiding strekt zich uit van India tot Vietnam, met geïsoleerde populaties in Afghanistan en Pakistan. De ondersoort *nipalensis* komt voor van Oost-Afghanistan en Pakistan tot Noord-India en Bangladesh, *eupatria* in Zuid-India en Sri Lanka, *magnirostris* komt alleen voor op de Andaman Eilanden, *avensis* in Assam en Noord-Myanmar en *siamensis* van West- en Noord-Thailand tot Oost- en Centraal-Indochina.

#### Biologie

##### LEEFGEBIED

In het oorspronkelijke areaal bezet de soort verschillende bostypen in agrarisch gebied tot 800 m, soms tot 1600 m hoogte, en komt hij ook voor in parken en tuinen in dorpen en steden. De soort zou in het oorspronkelijke areaal, vergeleken met de Halsbandparkiet, meer in dichte bosgebieden voorkomen (Weiserbs 2008b, Juniper & Parr 1998). In gebieden waar de soort geïntroduceerd is, lijkt het huidige leefgebied overeen te komen met dat van de Halsbandparkiet: stedelijke agglomeraties met bosjes en parken.

##### VOEDSELKEUZE EN VOEDSELGEBIEDEN

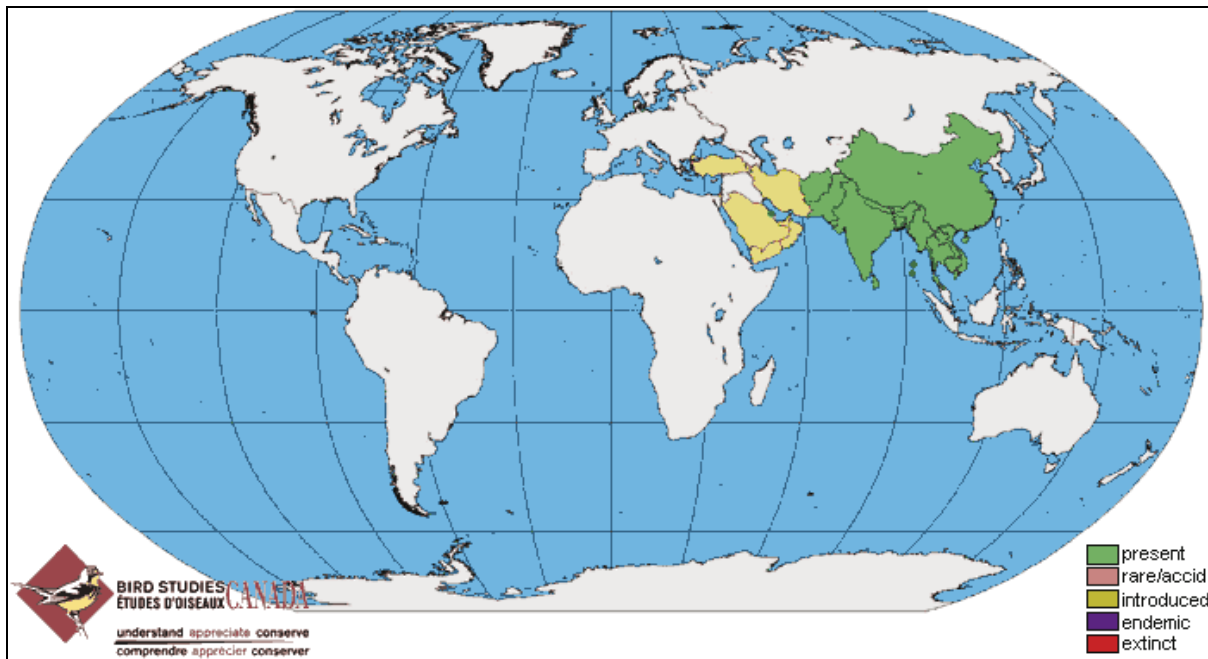
De Grote Alexanderparkiet leeft van zaden, bloemen (nectar), jonge scheuten, knoppen en vruchten. Vermoedelijk wordt dit in introductiegebieden gezocht in stedelijk gebied. In het oorspronkelijk leefgebied wordt het voedsel voor een belangrijk deel in agrarisch gebied met graan- of fruitgewassen gehaald. De soort onderneemt aldaar vanaf de gemeenschappelijke slaappleaatsen groepsgewijze foerageervluchten. De voedselgebieden kunnen op enige kilometers van de slaappleaats liggen.

##### BROEDBIOLOGIE

De soort broedt in grote boomholten. In de oorspronkelijke broedgebieden graven ze gaten vaak zelf uit in palmen of zachthout-boomsoorten, maar ze gebruiken ook oude gaten van spechten of baardvogels, die ze soms zelf vergroten. In zeldzame gevallen wordt gebroed in een gat in de muur, schoorsteen of onder een dak. Soms broeden meerdere paren in verschillende gaten in dezelfde boom.

De broedperiode valt tussen november en april. Dit kan in de introductiegebieden anders liggen.





Figuur 3.3. Verspreiding van de Grote Alexanderparkiet (bron: <http://avibase.bsc-eoc.org/species.jsp>). World distribution of Alexandrine Parakeet.

In Brussel omvat de broedperiode mei-juli; de holten worden soms al tijdens de winter bezet. De legselgrootte in de oorspronkelijke broedgebieden omvat meestal 3-4 eieren. De broedduur is er 19-21 dagen. De jongen verlaten het nest na ongeveer zes weken.

### 3.3. Nederlandse context

In deze paragraaf wordt de Nederlandse context van de drie papegaaiachtigen besproken, waarbij de Nederlandse waarnemingen en de habitat centraal staan. Bij de waarnemingen van Halsbandparkieten is onderscheid gemaakt tussen die in de broedtijd en daarbuiten (slaapplaatsen).

#### 3.3.1. Halsbandparkiet

##### *Waarnemingen broedtijd*

Heteerste officiële broedgeval van de Halsbandparkiet in Nederland heeft plaatsgevonden in 1968 in park Ockenburg bij Den Haag (H. de Nie *in* Lensink 1996). Enkele jaren eerder waren in deze stad de eerste ontsnapte vogels waargenomen. In de eerste helft van de jaren zeventig is broeden niet met zekerheid vastgesteld. In 1978 zijn twee broedgevallen geteld en in 1979 één. In de periode daarna is het aantal gestaag toegenomen, echter enigszins afgeremd door de strenge winters van 1984/85-1986/87. In 1992 is de soort ook in Wassenaar vastgesteld. Halverwege de jaren negentig kwamen in Den Haag 50-60 paar tot broeden (Lensink 1996a).

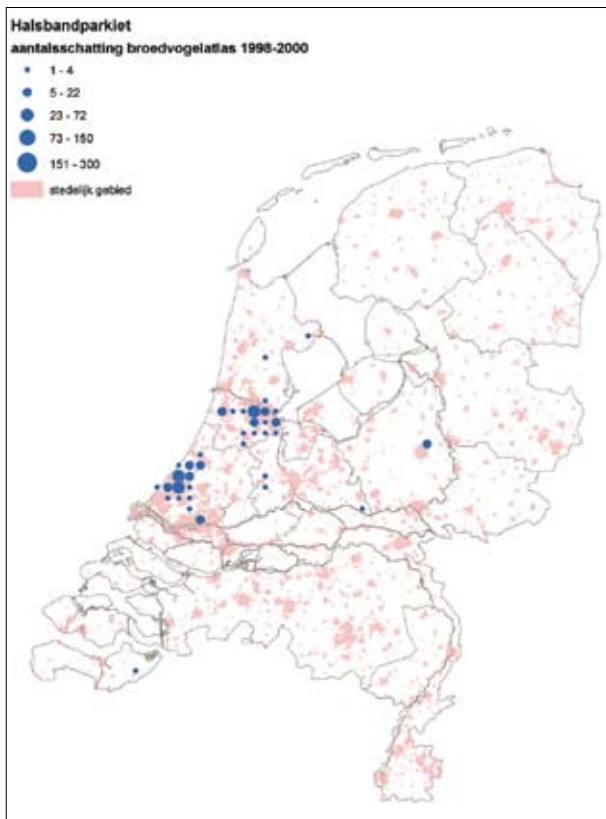
Na Den Haag volgde Rotterdam, waar in de periode 1973-77 de eerste waarschijnlijke broedgevallen

zijn vastgesteld ten noorden van Overschie. Vanaf 1987 is deze kolonie jaarlijks geteld en schommelde het aantal tussen de 4-7 paar (Lensink 1996a).

Het eerste broedgeval in Amsterdam werd in 1977 geconstateerd in het Vondelpark, waarbij drie jongen succesvol zijn grootgebracht (Lensink 1996a). Verder is er nog een ongedocumenteerde melding uit 1963 (Kooijmans 2005). Vanaf 1990 werden ook vogels in Amstelveen en omstreken gezien en sinds 1998 in andere stadsdelen buiten het centrum (Amsterdam-Noord, Bijlmermeer) en buiten de stad (Weesp). Hier heeft de soort ook in 1998 en 1999 gebroed (Keijl 2001). Op basis van de aantallen op slaapplaatsen is het aantal broedparen in voorjaar 2000 in Amsterdam geschat op ongeveer 100 paar (Keijl 2001).

In 1977 zijn de eerste vogels langs de binnenduinrand bij Haarlem opgemerkt. Enkele jaren later vestigden ze zich als broedvogel in de wijk Schalkwijk. Halverwege de jaren negentig broedden hier 6-9 paar en in 2000 7 (Keijl 2002).

In de atlasperiode van 1973-77 is de Halsbandparkiet waargenomen in 9 atlasblokken, waarvan in 2 mogelijk broedend en in 7 waarschijnlijk broedend (Teixeira 1979). Eind jaren negentig werd de totale Nederlandse broedpopulatie geschat op ongeveer 150 broedparen (Bijlsma *et al.* 2001) en tijdens de atlasperiode van 1998-2000 op 220 (SOVON 2002, figuur 3.4). Omdat geen integrale broedvogelinventarisaties bij deze soort plaatsvinden, is niet goed bekend hoe groot de broedende populatie momenteel is. Op basis van de aantallen op slaapplaatsen in januari 2010 kan de broedpopulatie worden geschat op ongeveer 3200 paren (zie tabel 4.3). In figuur 3.5 wordt de

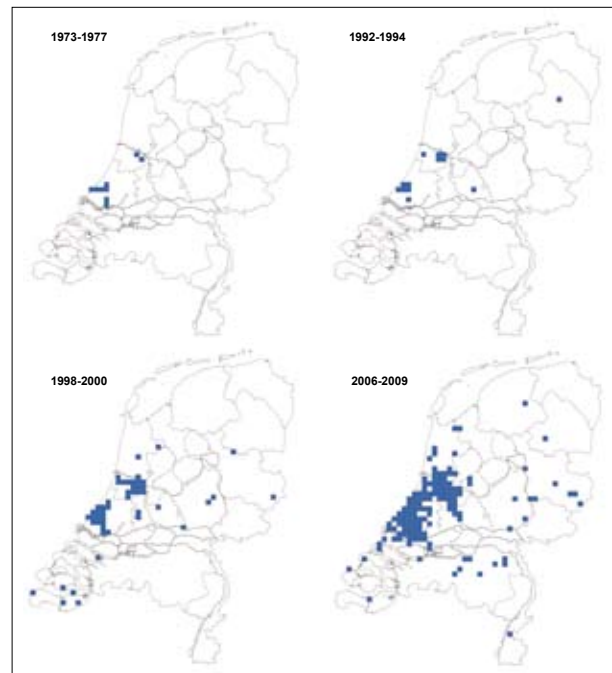


Figuur 3.4. Verspreiding van de Halsbandparkiet als broedvogel in de periode 1998-2000 (SOVON 2002). Distribution of Rose-ringed Parakeet in The Netherlands 1998-2000 (2nd national breeding bird atlas).

presentie per atlasblok gedurende deze vier perioden in de broedtijd weergegeven, waardoor de toename in verspreiding duidelijk zichtbaar wordt. In figuur 3.6 wordt de verspreiding in het broedseizoen nogmaals weergegeven voor de perioden 1994-2000, 2001-2005 en 2006-2009, gebaseerd op losse waarnemingen (MUS en Waarneming.nl). In figuur 3.7 is voor de twee meest recente perioden ingezoomd op de verspreiding in de Randstad.

#### Waarnemingen buiten broedtijd

Halverwege de jaren negentig vlogen in de Haagse agglomeratie ruim 300 Halsbandparkieten rond (Lensink 1996). Tijdens de slaapplaatsstelling in november 2004, in het kader van het Jaar van de Halsbandparkiet, zijn 3200 vogels geteld op een slaapplaats bij Voorburg (van Diek 2005). In januari 2010 werden op de slaapplaats Hofvijver 5007 exemplaren geteld (Klaassen & Hustings 2010). In Rotterdam zijn 300 vogels op slaapplaatsen geteld in november 2004. Tijdens de slaapplaatsstelling in januari 2010 zijn op de slaapplaats in Overschie 540 exemplaren geteld (Klaassen & Hustings 2010). In Amsterdam werden de eerste vrijvliegende Halsbandparkieten gezien in 1976, de eerste tien jaar alleen in en rondom het Vondelpark en het Beatrixpark (Lensink 1996a). In 2000 omvatte de populatie op grond van slaapplaatsstellingen 430

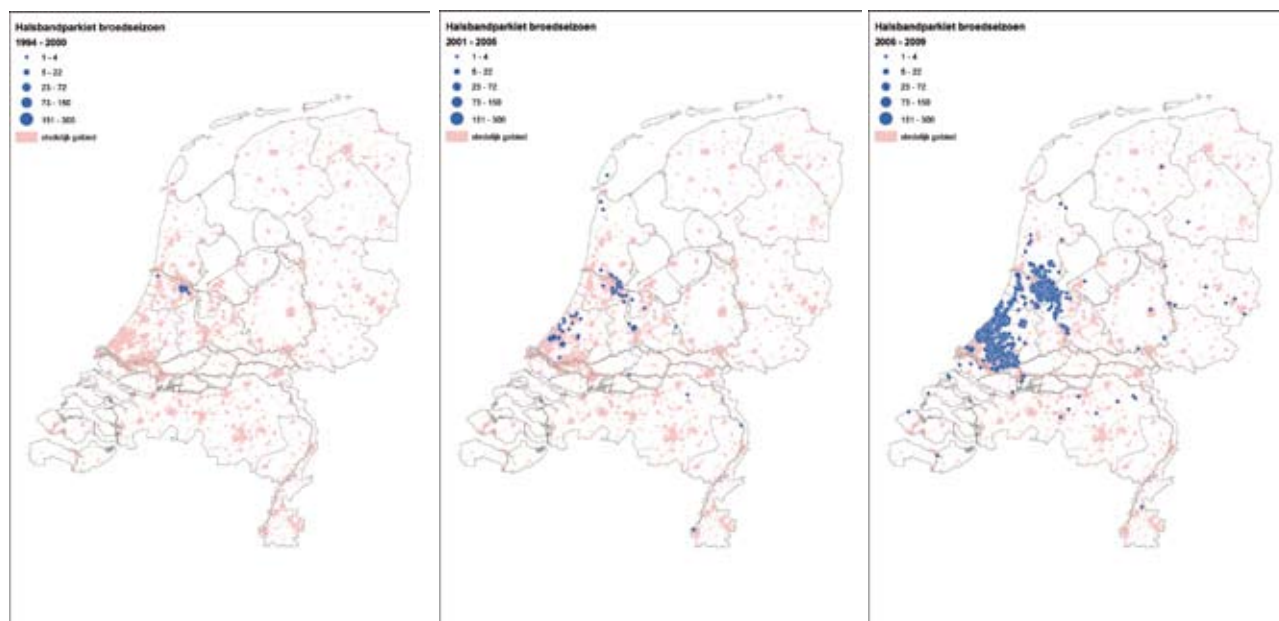


Figuur 3.5. Aantal broedparen van Halsbandparkiet per atlasblok in de perioden 1973-77 (Teixeira 1979), 1992-94 (Lensink 1996a) en 1998-2000 (Keijl 2002). Het geschetste in de periode 2006-2009 is gebaseerd op losse waarnemingen in het broedseizoen (MUS en Waarneming.nl) en komt dus niet overeen met daadwerkelijk aanwezige broedparen. Abundance (expressed as number of occupied 5x5 km atlas squares) of Rose-ringed Parakeet in The Netherlands during different periods. Note that for the period 2006-2009 also casual observations have been used, not necessarily breeding birds.

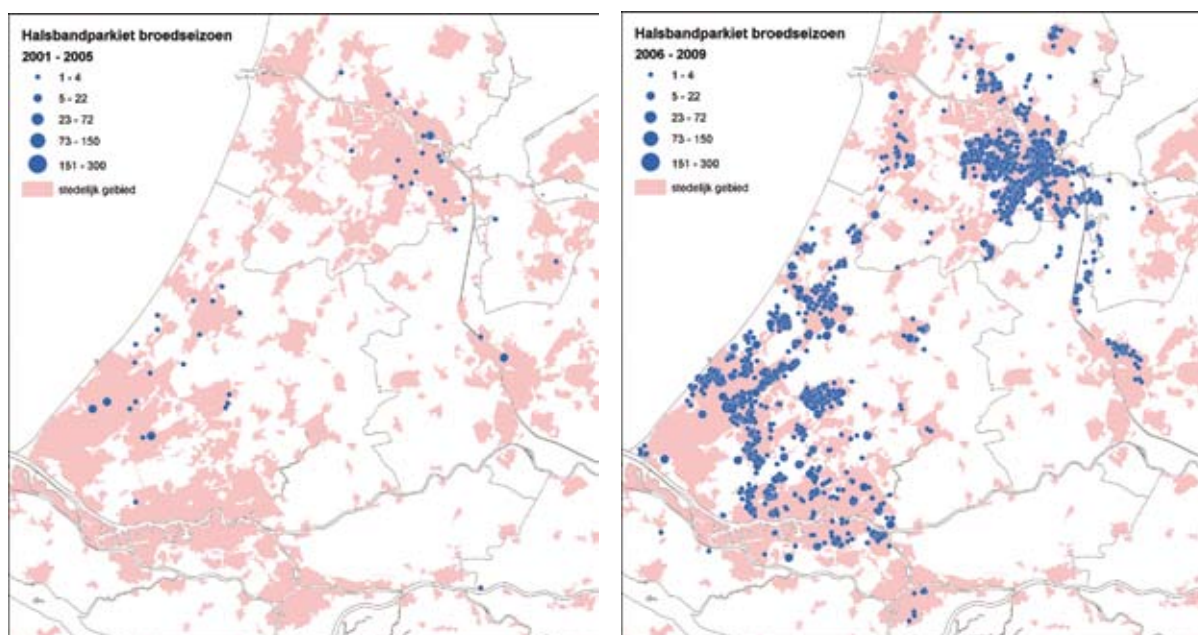
vogels (Keijl 2001). In 2003 werden 1700 vogels geteld op slaapplaatsen in Amsterdam (Kooijmans 2005) en in 2004 minimaal 1800 exemplaren (Van Diek 2005). In januari 2010 zijn 3776 exemplaren op slaapplaatsen geteld, meer dan een verdubbeling t.o.v. 2004.

In 2004 zijn in Haarlem op een slaapplaats bij Schalkwijk 67 exemplaren geteld (van Diek 2004) en in januari 2010 bij Kennemerbrug 410 exemplaren (Klaassen & Hustings 2010).

Het opduiken van Halsbandparkieten is geen garantie voor permanente vestiging, ook niet in ogenschijnlijk geschikt gebied. Zo hebben zich door de jaren heen kleine populaties gevestigd op bijvoorbeeld landgoederen rond Utrecht en bij Terneuzen in Zeeuws-Vlaanderen, om vervolgens weer te verdwijnen (Bijlsma 2001). Tijdens de slaapplaatsstelling van 2010 werden in Utrecht echter 69 exemplaren geteld op een nieuwe slaapplaats. Toenemende waarnemingen langs De Vecht doen vermoeden dat het gaat om een uitbreidingsgolf vanuit Amsterdam. Verspreid over het gehele land zijn losse waarnemingen bekend van één of enkele individuen, zoals in Maastricht en Zwolle (figuur 3.8).



Figuur 3.6. Verspreiding van de Halsbandparkiet in het broedseizoen in de perioden 1994-2000, 2001-2005 en 2006-2009, gebaseerd op MUS en waarneming.nl. Distribution of Rose-ringed Parakeet in The Netherlands during the breeding season in different periods.

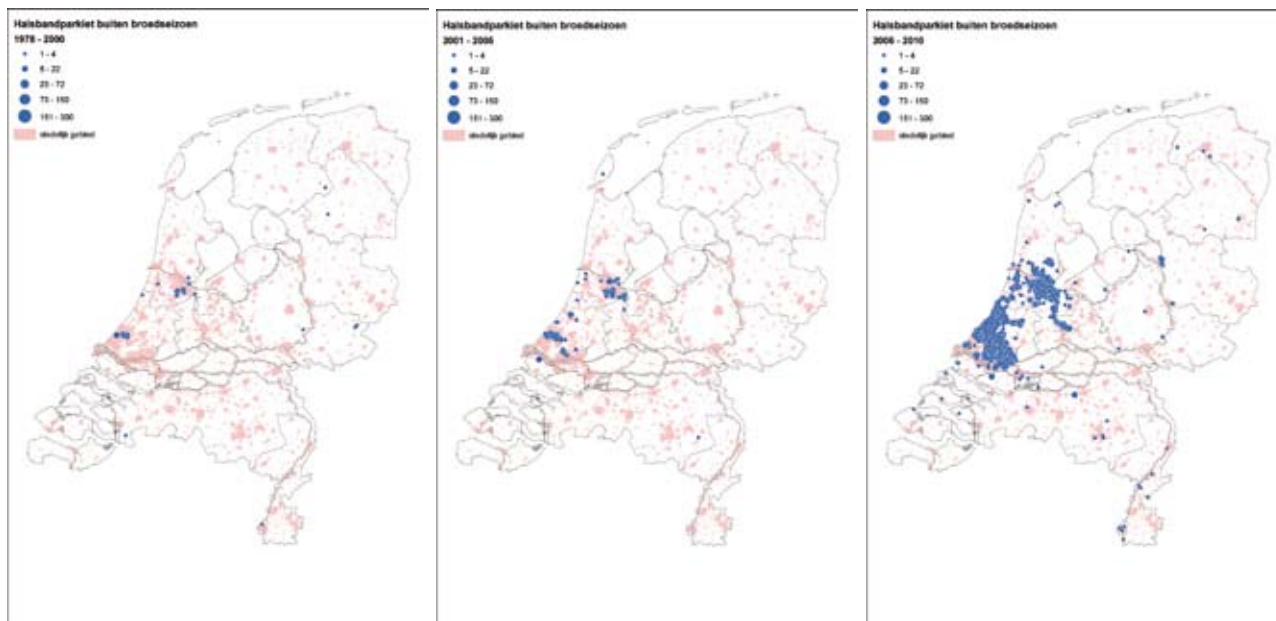


Figuur 3.7. Verspreiding van de Halsbandparkiet in het broedseizoen in de perioden 2001-2005 en 2006-2009, gebaseerd op MUS en Waarneming.nl, waarbij is ingezoomd op de Randstad. Distribution of Rose-ringed Parakeet in the so-called 'Randstad' agglomeration (i.e. Amsterdam-Haarlem-Den Haag-Rotterdam and surrounding area) during the breeding season in different periods.

In de periode 1973-77 werd de totale Nederlandse populatie geschat op 40-50 exemplaren (Teixeira 1979) en eind jaren negentig op ongeveer 1000 (Bijlsma *et al.* 2001). Tijdens de eerste landelijke simultaan telling op slaapplekken in november 2004 werden minimaal 5409 Halsbandparkieten geteld (van Diek 2005). Op basis van de landelijke slaapplaattelling in januari 2010 is de populatie toegenomen tot 9802 exemplaren (Klaassen &

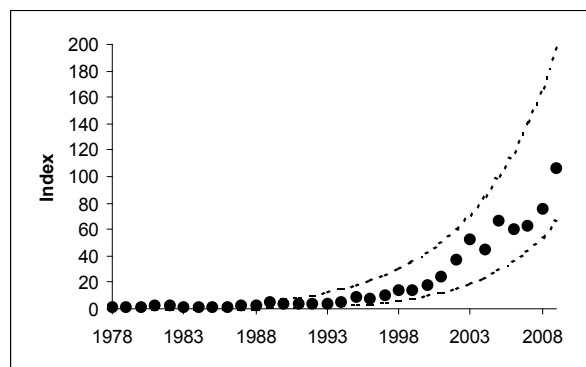
Hustings 2010). Vergelijken met 2004 zijn de landelijke aantallen bijna verdubbeld. De grootste toename lijkt in Haarlem en Amsterdam te hebben plaatsgevonden. 2010 was het eerste jaar dat er in Utrecht een slaapplaats aanwezig was. In figuur 3.8 wordt de verspreiding van de Halsbandparkiet buiten het broedseizoen in de perioden 1978-2000, 2001-2005 en 2006-2010 weergegeven. Ook de trend (figuur 3.9) op basis van decemberwaarnemingen





Figuur 3.8. Verspreiding van de Halsbandparkiet buiten het broedseizoen in de perioden 1978-2000, 2001-2005 en 2006-2010, gebaseerd op PTT en Waarneming.nl. Non-breeding distribution of Rose-ringed Parakeet in The Netherlands during different periods.

Figuur 3.9 Landelijke index van Halsbandparkiet in de periode 1978-2009 op basis van decembertellingen (PTT, SOVON) waarbij gecorrigeerd is voor niet-getelde gebieden. Alle aantallen zijn geïndexeerd t.o.v. 1978. De stippellijnen geven de 95%-betrouwbaarheidsintervallen weer. Population trend (expressed as index based on 1978 (100) with 95% c.l.) in winter 1978-2009, derived from point transect counts in December.



uit het PTT van de Halsbandparkiet laat over de periode 1978-2009 een sterke toename zien.

#### Habitat

Halsbandparkieten komen in Nederland vrijwel uitsluitend voor in de grote steden. Ze verblijven het gehele jaar op en rond de broedplaatsen. Het voedsel bestaat uit allerlei vruchten, zaden, knoppen en bloemen. In vergelijking met het buitengebied biedt het stedelijk milieu veel mogelijkheden aan zaadeters (Lensink 1993), onder meer door de gevarieerde samenstelling van stedelijke beplantingen en parken. Daarnaast maakt de soort gebruik van voer dat wordt verstrekt door mensen. De Halsbandparkiet is hier in Nederland mogelijk mede afhankelijk van, met name gedurende de wintermaanden. Halsbandparkiet en in mindere mate Monniksparkiet spelen op de gunstige voedselsituatie in door vooral in stadsparken, tuinen of vergelijkbare locaties te broeden. Binnen een stad bestaat er een uitwisseling tussen parken en andere voedselrijke plekken. Halsbandparkieten nestelen gewoonlijk in holtes van oude bomen in parken en lanen, hoewel sommige paren tot broeden komen in grote nestkasten. In Amsterdam slapen de Halsbandparkieten vrijwel zonder uitzondering in

loofbomen (iep, populier), hoger dan 12 meter. In één geval ging het om bomen van 6 meter hoog. In het winterhalfjaar slapen de parkieten dus in kale bomen. De slaapplekken kunnen zich op rumoerige locaties bevinden, zoals aan drukke rotondes, dan wel langs of zelfs boven drukke verkeerswegen (Keijl 2001). Tijdens de slaapplekstelling in 2010 is in Haarlem waargenomen dat de Halsbandparkieten vlak na binnenkomst in de klimop krogen.

#### 3.3.2. Monniksparkiet

##### Waarnemingen

In Nederland doken verwilderde Monniksparkieten voor het eerst op in 1971 bij Bergen op Zoom, waar ze later wegens vermeende schade aan fruitbomen zijn afgeschoten (Lensink 1996b). In 1985-1987 werden enkele broedgevallen vastgesteld in Ter Aar (Zuid-Holland). In Steggerda (Friesland) werden in 1997-1999 maximaal vijf paar vastgesteld. Nadat de nestboom was gekapt zijn hier geen nieuwe broedpogingen meer vastgesteld (Lensink & Vergeer

2002). Rond de Apenheul, Apeldoorn, zijn begin jaren negentig vrijvliegende Monniksparkieten waargenomen (J. van Betteray, pers. med.).

In Twente (Enschede) heeft zich in 1980 een klein aantal vogels buiten een volière gevestigd. Deze groep was in 1995 toegenomen tot meer dan 30 vogels, waarbij de toename een gevolg was van succesvolle reproductie in zelfgebouwde nesten in bomen nabij de volière. De eigenaar van de volière gaf de vogels bijvoeding. In 1995 is de volièrehouder verhuisd en stopte de bijvoeding. In 1999 kwam aan deze vestiging in het vrije veld een einde (R. de By *in* Lensink & Vergeer 2002).

Los van deze vestiging was er ook een broedgeval in Saasveld, *c.* 15 km van Enschede.

In 1998 werd in Rumpt (Betuwe) een nest gevonden, waarbij maximaal zeven vogels werden geteld. In 1999 was hier eveneens een nest bewoond en in 2000 waren dat er vier (Lensink & Vergeer 2002). Tussen 2000 en 2004 bleef een kleine groep Monniksparkieten aanwezig (R. Lensink, pers. med.). Deze bouwden op enige afstand van de herkomstlocatie nesten in een boom. Buiten het broedseizoen werden vliegbewegingen naar de herkomstlocatie waargenomen, vermoedelijk richting voerplaats. In 2006 is deze vestiging om onbekende redenen ter ziele gegaan.

In Apeldoorn is ten minste sinds 2003 een populatie aanwezig die zich voor een groot deel op het terrein van een dierenhandelaar bevindt. Deze persoon wordt als de oorsprong voor de populatie aldaar gezien (Schäffer & Tacoma 2004). In 2004 werden op meerdere plekken in Apeldoorn Monniksparkieten vastgesteld (nesten op zes locaties). De broedpopulatie werd dat jaar op tenminste 20 paar geschat en de najaarspopulatie op 50 exemplaren (Tacoma 2004). In 2005 bleek de najaarspopulatie afgenomen tot *c.* 20 exemplaren, toen de bewuste dierenhandelaar verhuisd bleek (Tacoma 2005). Mogelijk was eenzelfde aantal vogels aanwezig in 2006 (Tacoma 2006). Op de hoek van de Deventerstraat en de N344 werden in 2007 en 2008 enkele tientallen Monniksparkieten gezien. In een bosje nabij een kinderboerderij aldaar bevonden zich in 2008 naar schatting 4-5 nesten (R. Jonkvorst, pers. med.).

In Wageningen zijn tussen 2002 en 2010 geregeld Monniksparkieten gezien. In 2003 zijn in de winter 13 exemplaren waargenomen, foeragerend op appels (niet-geoogst fruit) en later in de winter op knoppen van Esdoorn nabij de Beatrixlaan. In 2005 zijn langs dezelfde laan 1-2 nesten gevonden. Het verhaal gaat dat deze vogels afkomstig waren uit Ouwehands Dierenpark in Rhenen. Buiten het broedseizoen verdwenen de vogels aan het einde

van de dag vanuit Wageningen in de richting van Rhenen (diverse bronnen). Vanaf 2007 is het aantal afgenomen, mede door terugvangsten door Ouwehand. De vestiging was anno 2010 vrijwel uitgestorven, op één zwerver na (R. Smits, pers. med.).

In Ouddorp (Goeree) heeft een particulier (handelaar) met volière een vrijvliegende groep Monniksparkieten onder zijn hoede. De vogels hebben toegang tot voer in de volière. In 2008 werden meer dan 5 nesten waargenomen (R. Smits & R. Jonkvorst, pers. med.). Het gaat anno 2010 om *ca.* 40 exemplaren die het gehele jaar vrij rondvliegen, waaronder *c.* 10 broedparen. Soms zijn de vogels bezig met nestbouw in een oud eksternest, maar ze maken ook zelf nesten. De vogels worden dagelijks bijgevoerd met zonnebloempitten (K. Tanis, pers. med.). Elders op Goeree vliegen in Melissant zo'n 10 tot 20 exemplaren rond. Deze exemplaren hebben zelf een nest gemaakt in de giek van een kraan bij een sloperij (K. Tanis, pers. med.). In Herkingen zijn in de zomer zo'n 20 vrijvliegende exemplaren waargenomen. Naast de locaties op Goeree worden veelvuldig Monniksparkieten gezien op Rockanje en in Hellevoetsluis. Vanuit deze vrijvliegende groep zijn broedgevallen bij de Slikken van Flakkee en in Hellevoetsluis ontstaan; er wordt althans aangenomen dat deze broedgevallen aan de vestiging Ouddorp zijn gelieerd. In het najaar foerageren de vogels o.a. op pompoenvelden. Op de Slikken van Flakkee bouwden Monniksparkieten een nest in een bouwkraan, maar het is onbekend of ze hier ook (succesvol) tot broeden kwamen. Het geeft echter aan dat Monniksparkieten niet per definitie in bomen broeden (G. Ottens, pers. med.). Deze melding van nestbouw in een bouwkraan betreft zeer waarschijnlijk hetzelfde nest als de hierboven genoemde melding in Melissant. Om hoeveel vogels het op dit moment precies gaat, en in hoeverre er uitwisseling bestaat tussen de genoemde locaties, is niet duidelijk.

Bij Hazerswoude-Dorp is in mei-juni 2002 een groep van 30-40 exemplaren in het vrije veld verschenen. In een treurwilg op het erf van een boerderij werden nesten gemaakt. Voor zover bekend vond geen daadwerkelijke broedpoging plaats en bleef het bij slepen en nestbouw. Na verloop van tijd zijn de vogels weer verdwenen ([http://vogeldagboek.nl/html/Vogeldagboek/2002/Jun02\\_03.html](http://vogeldagboek.nl/html/Vogeldagboek/2002/Jun02_03.html), navraag informatie bewoner boerderij). De vogels waren in ieder geval niet afkomstig van Vogelpark Avifauna in het 6 km verderop gelegen Alphen aan den Rijn, waar geen ontsnappingen plaatsvonden (J. Lammers, pers. med.).

In de bebouwde kom van Deventer werd in 2005 voor het eerst een Monniksparkiet gemeld. In 2006

zijn in maart en december respectievelijk 2 en 4 exemplaren gezien. In juli en augustus 2008 werden in het centrum respectievelijk 35 en 20 exemplaren waargenomen. Na een waarneming in maart 2009 (5 ex.) werden in juni van hetzelfde jaar 4 adulten met nestindicerend gedrag gemeld. In maart 2010 waren 8 exemplaren bezig met nestbouw. Het is vooral nog onduidelijk wat de bron van deze vestiging is.

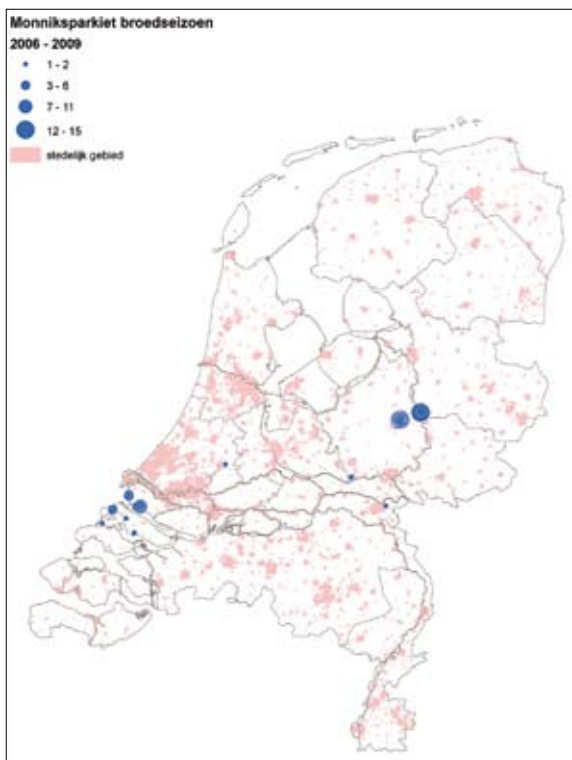
Tijdens de slaapplaatstelling van januari 2010 zijn in Hellevoetsluis 15 Monniksparkieten waargenomen, in Ouddorp 15 en in Apeldoorn 12 (Klaassen, pers med.). Slaapplaatstellingen blijken echter een weinig geschikte telmethode voor deze soort te zijn, omdat er geen gezamenlijke slaaptrek plaatsvindt. Monniksparkieten slapen in of bij de kolonievormig gesitueerde nesten. Tellen is hier vrijwel ondoenlijk, omdat veel vogels onzichtbaar in de grote bolvormige nesten blijven. De doorgegeven maxima zijn dus meestal gebaseerd op de maximale groepsgrootte van overdag waargenomen groepjes. De deelnemers aan de telling in januari 2010 meldden allemaal dat de aantallen recent vermoedelijk eerder zijn afgenomen dan toegenomen. In figuur 3.10 en 3.11 wordt een overzicht gegeven van de verspreiding van de Monniksparkiet in de periode 2006-2010.



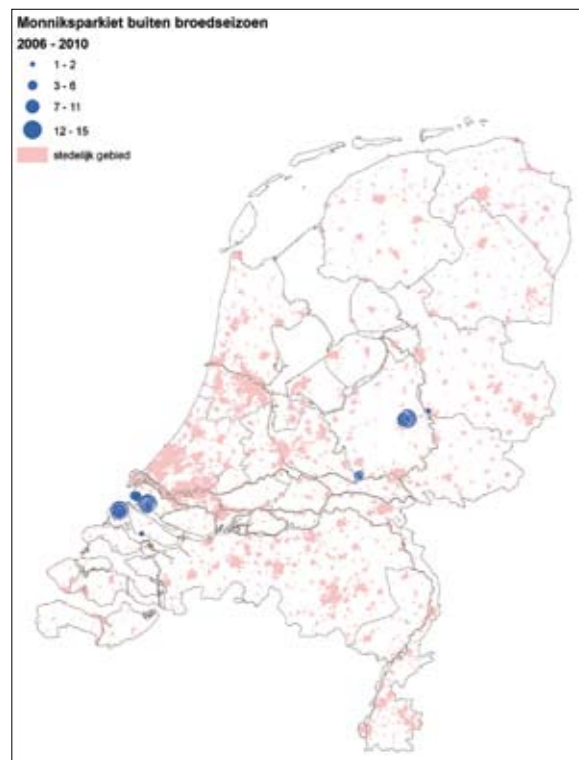
Nest Monniksparkiet Rockanje (M. Klemann). Nest Monk Parakeet Rockanje, The Netherlands.

#### Habitat

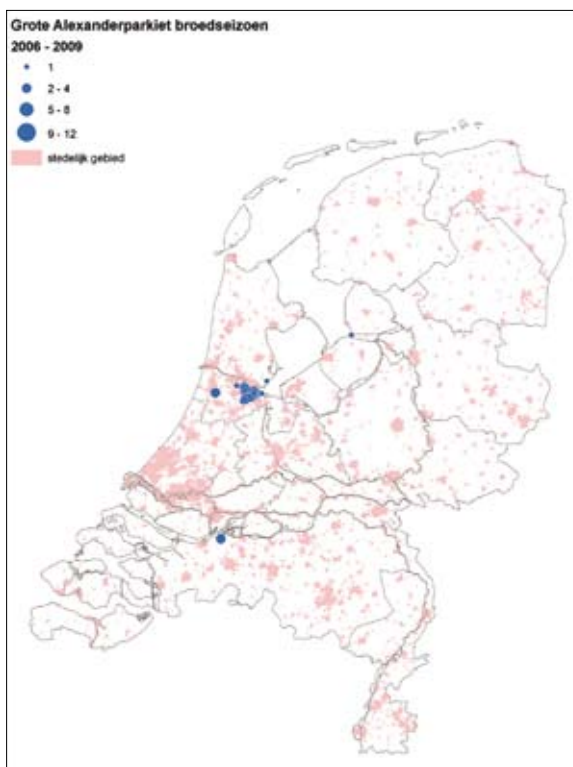
De meeste vestigingen in Nederland hebben een duidelijke relatie met (openstaande) kooien van particulieren of bedrijven. In gebieden waar de soort is geïntroduceerd, hebben ze een voorkeur voor dichtbevolkt stedelijk gebied (Weiserbs 2008a), in tegenstelling tot het natuurlijke verspreidingsgebied waar Monniksparkieten de voorkeur hebben voor savanne bossen, agrarisch gebied, plantages en



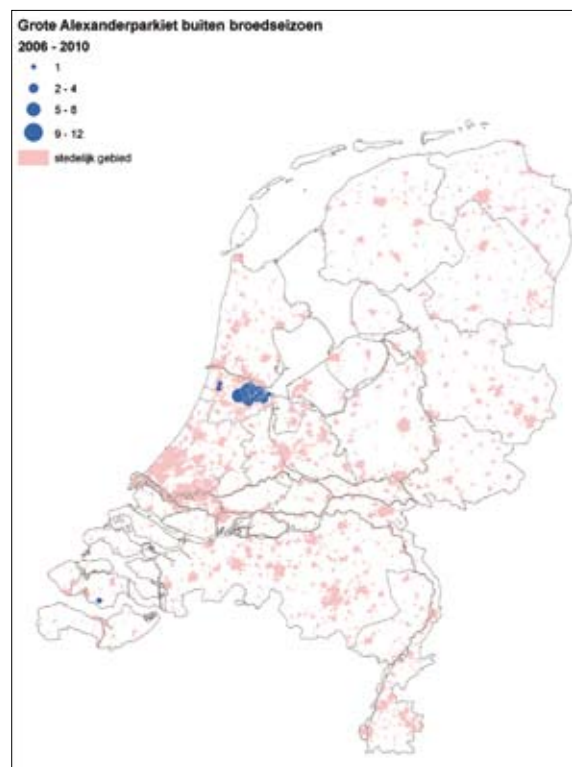
Figuur 3.10. Verspreiding van de Monniksparkiet in het broedseizoen in de periode 2006-2009 (MUS & Waarneming.nl). Distribution of Monk Parakeet in The Netherlands during the breeding season in 2006-2009.



Figuur 3.11. Verspreiding van de Monniksparkiet buiten het broedseizoen in de periode 2006-2010 (PTT & Waarneming.nl). Non-breeding distribution of Monk Parakeet in The Netherlands in 2006-2009.



Figuur 3.12. Verspreiding van de Grote Alexanderparkiet in het broedseizoen in de periode 2006-2009 (MUS & Waarneming.nl). Distribution of Alexandrine Parakeet in The Netherlands during the breeding season in 2006-2009.



Figuur 3.13. Verspreiding van de Grote Alexanderparkiet buiten het broedseizoen in de periode 2006-2010 (PTT & Waarneming.nl). Non-breeding distribution of Alexandrine Parakeet in The Netherlands in 2006-2009.

boomgaarden. In Nederland zijn enkele malen broedpogingen vastgesteld in oude eksternesten (Lensink & Vergeer 2002). Bij Hellevoetsluis is broeden waargenomen in met klimop begroeiende populieren. De takkennesten werden tussen klimop gemaakt (M. Klemann, pers. med.).

### 3.3.3. Grote Alexanderparkiet

#### Waarnemingen

Het bolwerk van de Grote Alexanderparkiet ligt in Amsterdam en Haarlem. In beide steden zijn (zij het zeldzaam) hybriden tussen Halsbandparkiet en Grote Alexanderparkiet op slaappleaatsen vastgesteld. In Haarlem worden vanaf 2006 jaarlijks enkele paren Grote Alexanderparkieten waargenomen met nestindicerend gedrag (R.M.V. Jonker, pers. med.). Op Waarneming.nl zijn 199 waarnemingen ingevoerd (stand 31-03-2010), waarvan de vroegste uit 1997 dateert (Amsterdam). Waarnemingen buiten de regio's Amsterdam en Haarlem zijn Honswijk (provincie Utrecht, januari 1998), het Lauwersmeer (november 2006), Ketelmeer (april 2008), Driewegen (Zeeland 2007), Utrecht (januari 2009), Lage Zwaluwe (Noord Brabant, april 2009) en Den Haag (maart 2010) (figuur 3.12 & 3.13).

Enkele van de hiervoor genoemde waarnemingen zijn niet terug te zien op de kaartbeelden, wat te maken heeft met de selectiecriteria voor de kaarten (zie 2.3.2).

Tijdens de slaappleaatsstelling in januari 2010 werden 39 Grote Alexanderparkieten vastgesteld op twee slaappleaatsen: 31 op de Buiksloterweg in Amsterdam en 8 bij de Kennemerbrug in Haarlem. In hoeverre deze aantallen compleet zijn, is twijfelachtig. Bij een vervolgtelling in Amsterdam op 17 januari werden *c.* 50 Grote Alexanderparkieten geteld (Jonker 2010), een relatief groot verschil (Klaassen & Hustings 2010).

#### Habitat

De habitat van de Grote Alexanderparkiet is vergelijkbaar met die van de Halsbandparkiet. Grote Alexanderparkieten worden waargenomen in stedelijke agglomeraties met bosjes en parken. De soort maakt gezamenlijk met de Halsbandparkiet gebruik van slaappleaatsen.



## 4. Risico-assessment

In dit hoofdstuk worden de introductiewijze(n) en vestigingsmogelijkheden van de Halsbandparkiet, Monniksparkiet en Grote Alexanderparkiet beschreven, evenals de te verwachten populatieontwikkeling en impact in Nederland. Het geschetste beeld heeft betrekking op een situatie waarin geen maatregelen ter bestrijding of beheer worden getroffen, en de populatie zich dus op een natuurlijke wijze kan ontwikkelen. Ook wordt er ingegaan op de uit het buitenland bekende (negatieve) invloed van de parkietensoorten op bijvoorbeeld andere soorten en landbouwgewassen.

### 4.1. Binnenkomst

Zowel Halsbandparkiet, Monniksparkiet als Grote Alexanderparkiet hebben zich buiten hun natuurlijke verspreidingsgebied succesvol weten te vestigen als gevolg van ontsnapping en bewuste vrijlating. Het zijn dus soorten die actief door de mens zijn geïntroduceerd. In deze paragraaf gaan we hier wat betreft de Nederlandse situatie meer in detail op in: wat is de meest aannemelijke wijze waarop Halsbandparkiet, Monniksparkiet en Grote Alexanderparkiet in Nederland zijn geïntroduceerd?

#### 4.1.1. Halsbandparkiet

##### *Introductie in andere landen*

De Halsbandparkiet is een populaire kooivogel. Door ontsnapping en bewuste introductie zijn in de 20<sup>e</sup> eeuw over de hele wereld vrijvliegende populaties ontstaan. Inmiddels heeft de Halsbandparkiet zich gevestigd in minimaal 40 landen op vijf continenten. In Europa zijn alleen introducties bekend van de Aziatische ondersoort *P. krameri borealis* en/of *manillensis* en hybriden daartussen (Braun 2004, Strubbe & Matthysen 2009a). Er hebben zich minstens 40 populaties gevestigd, in omvang variërend van enkele tientallen tot duizenden exemplaren (Strubbe & Matthysen 2009). Het gaat om de volgende landen: België, Nederland, Groot-Brittannië, Duitsland, Frankrijk, Spanje, Portugal, Italië, Oostenrijk, Zwitserland, Turkije en Griekenland. De totale Europese populatie wordt voor 2008 op 29.000 vogels geschat (Braun 2009), wat vermoedelijk te laag is. Verder heeft de soort zich buiten het natuurlijke verspreidingsgebied gevestigd in een aantal landen in Afrika, het Midden-Oosten, Zuidoost-Azië, Japan en de Verenigde Staten (Florida, Californië en Hawaï) (Braun 2009).

Van enkele landen is de precieze oorsprong van de daar aanwezige Halsbandparkieten te herleiden. De oorsprong van de Brusselse populatie is terug

te voeren op het loslaten van zo'n 40 vogels in de Meli Zoo in 1974. De Halsbandparkiet broedt hier sinds 1975 (Strubbe *et al.* 2009, Weiserbs 2008). In Duitsland leefden de eerste Halsbandparkieten vrij nabij de dierentuin van Keulen (Braun 2004).

##### *Oorsprong in Nederland*

De Halsbandparkiet komt sinds begin jaren zestig van de twintigste eeuw voor in Nederland, met het eerste officiële broedgeval in Den Haag in 1968. Over het eerste gedocumenteerde broedgeval in Amsterdam in 1977 gaat een geromantiseerd verhaal de ronde over een oervader en moeder die in 1976 de vrijheid kregen en aldus de basis vormen van de huidige hoofdstedelijke populatie (Kooijmans 2005).

De precieze oorsprong van het voorkomen in Nederland is onbekend, maar moet zeer waarschijnlijk gezocht worden in de handel in kooivogels. Kolonisatie op eigen kracht vanuit het oorspronkelijke areaal is, gezien de beperkte dispersiecapaciteit, uitgesloten. Voor andere wijzen van binnenkomst, zoals meeliften op schepen, ontbreekt ieder spoor. Nederland is al (minstens) vele decennia een land met veel vogelfokkers en -handelaren. In 2006 werden bijna 3,5 miljoen zang- en siervogels gehouden. Nederland telt enkele tienduizenden georganiseerde vogelhouders. De Nederlandse Bond van Vogelliefhebbers (de grootste vogelbond van Nederland) meldt op haar site (<http://www.nbv.nl>) per 1 januari 2006 31.000 leden. In het winterhalfjaar worden er in ons land elk weekend vogelbeurzen en -tentoonstellingen georganiseerd. Per beurs worden enkele honderden tot vele duizenden vogels verhandeld, waarbij gekweekte kanaries en parkieten het meest populair zijn (Kreveld 2007). De hobby van het vogels houden lijkt echter op zijn retour. Illustratief is een bericht uit de Gelderlander in april 2006: "Decennia geleden probeerden honderdduizenden mannen met ijzeren toewijding in hun achtertuin fleurige zebrevinken of kanaries en parkieten in alle soorten en maten te kweken. Nu zijn er nog 44.000 in heel Nederland over".

De Halsbandparkiet wordt nog altijd in grote aantallen bij liefhebbers aangetroffen, precieze aantallen zijn niet bekend. Binnen de vogelhouderij is de Halsbandparkiet een typische beginnersvogel, omdat je voor 20 euro al een vogel in de volière hebt rondvliegen waar gemakkelijk mee te kweken is. Het vrijlaten van vogels door liefhebbers lijkt een minder waarschijnlijk scenario dan ontsnapping. Wanneer mensen vogels kwijt willen, is de weg naar de winkel/handel/marktplaats/vogelarena zeer kort (J. van Betteray, pers. med.). Echter, mensen vergissen zich regelmatig in de zorg en aandacht



die deze dieren nodig hebben. Hun indringende stemgeluid zou wel eens reden kunnen zijn om deze vogels letterlijk de deur te wijzen. Buiten het bolwerk in de Randstad zijn uit het hele land losse waarnemingen van één tot enkele Halsbandparkieten bekend, wat erop duidt dat er nog regelmatig vogels worden vrijgelaten of ontsnappen. Carrete & Tella (2008) in Strubbe & Matthysen (2009a) suggereren dat met name in het wild gevangen vogels in staat zijn zich te vestigen in nieuwe gebieden, en dat in gevangenschap opgegroeide vogels de eigenschappen om zich aan te passen aan een nieuwe omgeving verloren hebben. Gebrek aan conditie, kennis van beschikbaar voedsel en predatoren zullen hierbij een belangrijke rol spelen. Hard bewijs hiervoor ontbreekt echter. De invoer van in het wild gevangen Halsbandparkieten is overigens per 1 juli 2007 permanent verboden binnen de Europese Unie (Strubbe & Matthysen 2009a).

#### *Conclusies*

Ontsnappingen uit volières en in mindere mate opzettelijke vrijlatingen moeten als meest waarschijnlijke introductiewijze worden beschouwd. Afgaande op het feit dat de Halsbandparkiet nog altijd in grote aantallen bij liefhebbers wordt aangetroffen, moet de kans op aanhoudende introductie door ontsnapping als groot worden beschouwd. De verdere verspreiding vindt voornamelijk secundair plaats, vanuit het huidige verspreidingsgebied.

#### **4.1.2. Monniksparkiet**

##### *Introductie in andere landen*

De Monniksparkiet, afkomstig uit de tropische, subtropische en gematigde loofbossen van Zuid-Amerika, wordt al jaren in groten getale verhandeld. Zo werden in 1985-1989 alleen al uit Argentinië meer dan 89.000 Monniksparkieten naar Noord-Amerika en Europa overgebracht (Lensink & Vergeer 2002). In Europa hebben zich minstens 31 populaties gevestigd, variërend in grootte van enkele tientallen tot enige duizenden vogels (Strubb & Matthysen 2009a). Muñoz & Real (2006) noemen zelfstandige populaties in Spanje, waar het de talrijkste parkiet is, Italië, België, Tsjechië, de Verenigde Staten en Puerto Rico. In Lever (2005) worden voorts de Kaaimaneilanden en de Dominicaanse Republiek genoemd. Daarnaast heeft de soort gebroed in Groot-Brittannië, Duitsland en Nederland, zonder dat sprake was van duurzaam zelfstandige populaties. Verder heeft de soort zich gevestigd in Japan, Bermuda en de Bahamas ([www.issg.org](http://www.issg.org)). De beschikbare informatie over introductiewijzen is hieronder per land weergegeven.

Vogels zijn vrijgelaten door eigenaars die niet meer voor ze wilden zorgen en er zijn met opzet vogels losgelaten vanuit dierentuinen ([www.issg.org](http://www.issg.org)).

##### *Verenigde Staten*

De soort is in de Verenigde Staten geïntroduceerd als gevolg van handel in dieren: bewuste en onbewuste vrijlating van vogels (Avery *et al.* 2007). De precieze datum dat broedkolonies van Monniksparkieten zich in de USA vestigden is onbekend door de onzekerheid over wanneer en waar vogels zijn losgelaten of ontsnapt. De eerste bevestigde waarneming was in 1967 in New York (Lever 1987 in Van Bael & Pruett-Jones 1996), en de soort kwam hier kort daarna ook tot broeden (Bull 1973 in Van Bael & Pruett-Jones 1996). Begin jaren zeventig kwam de Monniksparkiet in een aantal stadskernen en Florida voor, wat waarschijnlijk het resultaat was van geografisch verschillende uitzettingen en ontsnappingen (Neidermyer & Hickey 1977 in Van Bael & Pruett-Jones 1996). Gezien de populariteit van de soort was dit te verwachten. Zo werden tussen 1960 en 1972 alleen al op legale wijze 100.000 Monniksparkieten geïmporteerd naar de Verenigde Staten (Burger & Goch 2009). Op basis van DNA-studies concluderen Russello *et al.* (2008) dat de meeste Amerikaanse vogels tot de nominaatvorm *M. m. monachus* behoren, afkomstig uit Oost-Argentinië en Uruguay.

##### *Chili*

In Chili is de soort geïntroduceerd in 1972 in Santiago als gevolg van vrijlating door particuliere vogelhouders. De soort komt hier met name voor in het centrale deel in middelgrote tot grote steden (Iriarte *et al.* 1995).

##### *Israël*

In de stedelijke agglomeratie van Tel Aviv is een vrijvliegende populatie aanwezig. Deze is afkomstig uit een vogelpark, waar ze nog regelmatig terugkeren voor voer. Het is niet bekend of ze hier zijn ontsnapt of uitgezet (G. Ottens, pers. med.).

##### *België*

Ook in België stamt de oorsprong van de gevestigde Monniksparkieten uit ontsnappingen uit kooien (Weiserbs 2008a).

##### *Oorsprong in Nederland*

Uit het overzicht van waarnemingen (zie 3.3.2) blijkt dat zowel in Enschede, Apeldoorn, Rhenen/Wageningen, Rumpt als Ouddorp de oorsprong van de aanwezige Monniksparkieten te herleiden is tot vrijlating of ontsnapping uit volières. In sommige gevallen (Hazerswoude) is de exacte herkomst van de vogels niet bekend. Het is echter zeer aannemelijk dat ook deze vestigingen resultaat zijn van ontsnapping of opzettelijke vrijlating. Net als bij de Halsbandparkiet is kolonisatie op eigen kracht uitgesloten. Ook de Monniksparkiet is een populaire volièrevogel, maar wordt minder gehouden dan de Halsbandparkiet. Aanschaf van een Monniksparkiet

bedraagt momenteel circa 50 euro (J. van Betteray pers. med.). Van de Monniksparkieten zijn enkele vestigingen bekend rond of in dierenparken, zoals Ouwehands Dierenpark bij Rhenen en de Apenheul bij Apeldoorn. In Ouwehands Dierenpark zijn de vogels weer teruggevangen vanaf 2007. Waarschijnlijk zijn de vogels hier in het verleden losgelaten als publiekstrekker. Onder vogelhouders worden vrijvliegende groepen gepropageerd ([http://vogeldagboek.nl/html/Vogeldagboek/2002/Jun02\\_03.html](http://vogeldagboek.nl/html/Vogeldagboek/2002/Jun02_03.html)). De invoer van in het wild gevangen vogels is per 1 juli 2007 permanent verboden binnen de Europese Unie (Strubbe & Matthijsen 2009a).

#### *Conclusies*

Ontsnappingen uit volièrres en opzettelijke vrijlatingen moeten – mede afgaande op kennis uit het buitenland – als de meest waarschijnlijke introductiewijzen van de Monniksparkiet worden beschouwd. Gezien het feit dat door de soort nog steeds populair is bij particulieren en vogelparken, bestaat er een grote kans dat Monniksparkieten via ontsnapping of vrijlating in de vrije natuur zullen blijven komen.

#### **4.1.3. Grote Alexanderparkiet**

##### *Introductie in andere landen*

De Grote Alexanderparkiet komt van oorsprong voor van India tot Vietnam met geïsoleerde populaties in Afghanistan en Pakistan (Weiserbs 2008, Del Hoyo *et al.* 1997). Buiten het natuurlijke verspreidingsgebied zijn waarnemingen bekend uit Noord-Amerika, Turkije, Israël, Saoedi-Arabië, Jemen, Oman, Verenigde Arabische Emiraten, Iran, België, Groot-Brittannië, Duitsland, Oostenrijk, Frankrijk en Nederland ([www.avibase.bsc-eoc.org](http://www.avibase.bsc-eoc.org), Vergeer 2002). Lever (2005) noemt voorts Bahrein en Japan. Net als bij de andere twee parkietensoorten is de herkomst hoogst waarschijnlijk te zoeken in bewuste en onbewuste vrijlating van vogels. Van de aanwezigheid van de soort in België is bekend dat de eerste vogels ontsnapt zijn uit kooien (Rabosée *et al.* 1995 in Weiserbs 2008a)

##### *Oorsprong in Nederland*

Net als bij de Halsbandparkiet is de exacte herkomst van de in Nederland vrijlevende Grote Alexanderparkieten onbekend. De Grote Alexanderparkiet wordt in mindere mate als volièrevogel gehouden dan de Halsbandparkiet en Monniksparkiet. Een Grote Alexanderparkiet kost momenteel zo'n 125 euro. De prijs van een vogel zegt ook iets over hoeveel er in ons land gehouden worden en hoe gemakkelijk ermee is te kweken (J. van Betteray, pers. med.). De invoer van in het wild gevangen vogels is per 1 juli 2007 permanent verboden binnen de Europese Unie (Strubbe & Matthijsen 2009a).

#### *Conclusies*

Ontsnappingen uit volièrres en in opzettelijke vrijlatingen moeten – mede afgaande op kennis uit het buitenland – als meest waarschijnlijke introductiewijzen van de Grote Alexanderparkiet worden beschouwd. Gezien het feit dat Grote Alexanderparkieten nog steeds volop als kooivogels worden gehouden, bestaat er een reële kans dat zich ook in de toekomst Grote Alexanderparkieten zullen blijven vestigen als gevolg van ontsnapping of bewuste vrijlating.

## **4.2. Vestiging en risicovolle gebieden**

De introductie van een nieuwe soort betekent niet automatisch dat deze zich ook zal weten te vestigen (zie ook 3.1). Met vestigen wordt hier bedoeld het verblijf van minimaal één broedpaar (bij vogels) dat met succes voor nageslacht zorgt. Soms houden individuen stand, maar is er van aanwas niet of nauwelijks sprake. Dan zal een soort na verloop van tijd vanzelf weer verdwijnen, tenzij herhaalde introductie plaatsvindt. De vraag die hier centraal staat is: hoe waarschijnlijk is het dat Halsbandparkiet, Monniksparkiet en Grote Alexanderparkiet zich permanent vestigen in Nederland, en wat zijn de meest risicovolle gebieden?

### **4.2.1. Halsbandparkiet**

#### *Vestigingsmogelijkheden*

Halsbandparkieten komen in Nederland vrijwel uitsluitend voor in de menselijke omgeving, met name rond de grote steden (zie 3.2.1 en 3.3.1). Ze hebben zich eerst in Den Haag gevestigd en ongeveer tien jaar later (vermoedelijk onafhankelijk van de eerste vestiging) in Amsterdam, Rotterdam en Haarlem. Strubbe & Matthysen (2009) hebben de potentiële verspreiding in Vlaanderen gemodelleerd met 'Ecological Niche Factor Analysis', een 'presence-only' voorspellingsmodel. Hieruit blijkt dat de presentie primair verklaard wordt door de aanwezigheid van oude bosfragmenten (of bos met verschillende leeftijdsopbouw), parken en bebouwd gebied. Naaldbos werd gemeden, evenals agrarisch gebied. Er was geen relatie met fruitteeltgebieden. Verder wordt de kans op voorkomen kleiner indien de afstand tot de bosrand groter wordt; de soort broedt in bossen meestal niet verder dan 500 m van de rand verwijderd. In het model is ook de afstand tot de oorsprong van de populatie meegenomen. Dichter bij de oorsprong bleek de soort talrijker. Er bestaat voorts een directe correlatie tussen de dichtheden van broedvogels en die van nestholten in de broedgebieden. In België zijn broeddichtheden het hoogst in stadsparken met 2-4 paar/ha. In bosjes in ruraal gebied zijn dichtheden tot 0,75 paar/ha vastgesteld (Strubbe & Matthysen 2009c). Strubbe

Tabel 4.1. Vergelijking van de betrouwbaarheid van verschillende modellen voor het voorspellen van het voorkomen van Halsbandparkieten per postcode5-gebied. Stadoppervlak geeft aan of dit als variabele is meegenomen in de analyse. Dataselectie geeft aan of alle data zijn gebruikt dan wel dat de analyse zich beperkt tot data uit de Randstad, waarbij tevens de variabele 'fysisch-geografische regio' niet is gebruikt. Betrouwbaarheid is geschat aan de hand van drie kruisvalidaties met een deel van de eigen data (30%) en berekend als True Skill Statistic (TSS). De drempelwaarde geeft aan bij welke kanswaarde het onderscheid tussen aan- of afwezigheid optimaal is. Model output and model selection for modelled distribution in Rose-ringed Parakeet.

Model	Stadoppervlak	dataselectie	TSS	classificatie	Drempelwaarde
Broedseizoen	+	alles	0.853	excellent	0.39
Broedseizoen	-	alles	0.758	goed	0.36
Buiten broedseizoen	+	alles	0.708	goed	0.35
Buiten broedseizoen	-	alles	0.605	redelijk goed	0.27
Broedseizoen	-	Randstad	0.400	redelijk-slecht	0.36
Buiten broedseizoen	-	Randstad	0.388	slecht-redelijk	0.25

& Matthysen (2009a) berekenden op basis van data uit verschillende landen een vestigingssucces (broedpopulatie) van 53% (65 van 123 introducties). In Nordrhein-Westfalen werd op landschapsschaal een dichtheid van 1 vogel/km<sup>2</sup> berekend (Braun 2004).

#### Habitatmodellering

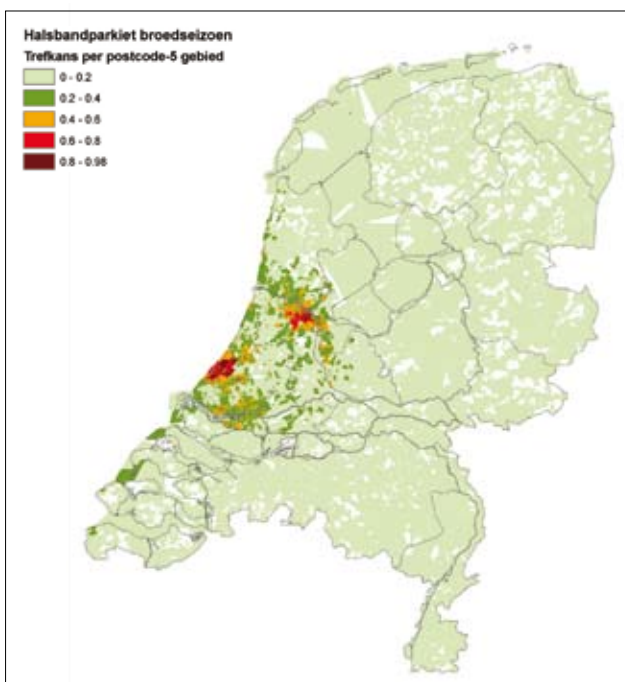
De populatie Halsbandparkieten in Nederland groeit en de huidige verspreiding is een voortvloeisel uit de locatie(s) van introductie. Het is daarom aannemelijk dat het verspreidingsgebied in de toekomst zal uitdijen. Als we aannemen dat de Halsbandparkieten nog niet alle geschikte habitats in Nederland hebben bezet, kunnen we een voorspelling doen van de toekomstige verspreiding gebaseerd op habitatkenmerken van de huidige verspreiding. We hebben dit onderzocht met behulp van een statistische classificatie- en regressietechniek om te bepalen welke habitatkenmerken de huidige verspreiding het best verklaren. Vervolgens hebben we de uitkomsten van de analyses gebruikt om te voorspellen welke gebieden in Nederland over de geschikte habitats beschikken. Dit resulteert in kanskaarten van heel Nederland, waarop per gebied een schatting is gemaakt van de kans waarop de soort aan- dan wel afwezig zal zijn (zie voor verdere methodebeschrijving 2.3.2).

De *random forests* modellen die zijn gebruikt om habitatvoorkeuren voor de Halsbandparkiet te bepalen, hadden een goed voorspellend vermogen als zij waren gebaseerd op alle data (tabel 4.1). Modellen waarin ook de oppervlakte van de stad was opgenomen deden het beter dan modellen zonder deze variabele (tabel 4.1). Dit is het gevolg van de huidige verspreiding, die bijna geheel beperkt is tot grote steden. Als stadsoppervlakte wordt meegenomen als verklarende variabele, heeft dit tot gevolg dat de voorspelde verspreiding conservatiever is dan wanneer deze variabele niet wordt gebruikt (figuur 4.1, 4.2, 4.3, 4.4). Ook in

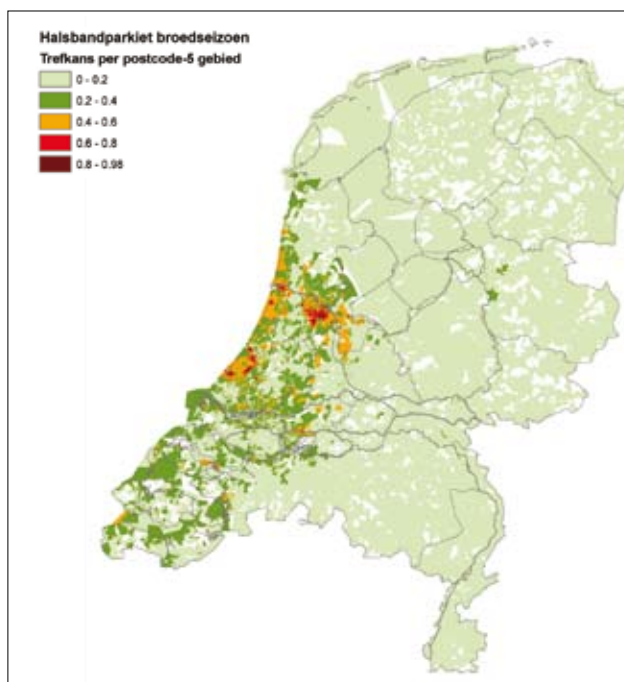
kleinere steden worden dan de trefkansen hoger. Als stadsoppervlakte niet wordt gebruikt als verklarende variabele, wordt een deel van het voorspellende vermogen overgenomen door de variabele fysisch-geografische regio (FGR) (tabel 4.2, te vinden in bijlage 1). Dit heeft mogelijk eenzelfde soort oorzaak aangezien de huidige verspreiding samenvalt met een beperkt aantal FGR-categorieën, met name Duinen Holland, Laagveen Holland en Zeeklei Zuid. Net als met de grootte van de stad is het de vraag of dit een causaal verband dan wel een toevallige correlatie is die het gevolg zou kunnen zijn van de locatie(s) van introductie. Om het effect van FGR te onderzoeken is ook deze variabele weggelaten en is de analyse uitgevoerd op data alleen afkomstig uit de Randstad, om daarna een voorspelling te doen voor geheel Nederland. Deze modellen presteerden duidelijk slechter (tabel 4.1) en resulteren in veel ruimere voorspelde verspreiding.

#### Interpretatie resultaten

Opvallend is dat de kanskaarten voor het broedseizoen een meer verspreid beeld geven van de verspreiding dan de voorspellingen buiten het broedseizoen (Figuur 4.1-4.4). Het is niet duidelijk waardoor dit wordt veroorzaakt. Mogelijk zijn de modellen voor buiten het broedseizoen beter doordat er meer data voorhanden zijn, met het gevolg dat er beter onderscheid kan worden gemaakt tussen aanwezigheid of ontbreken. Het kan ook zijn dat Halsbandparkieten buiten het broedseizoen inderdaad in grotere groepen aanwezig zijn (slaapplaatsen!) en een beperktere verspreiding kennen, terwijl ze zich tijdens het broedseizoen meer verspreiden. Onderzocht zou moeten worden in hoeverre tekortkomingen van de voorspellende modellen en/of onderliggende variabelen een rol spelen. Een mogelijk hiaat in de modellen is het ontbreken van gedetailleerde geografische informatie over bomen en landschapselementen in stedelijk gebied, informatie die niet in ruimtelijke digitale bestanden



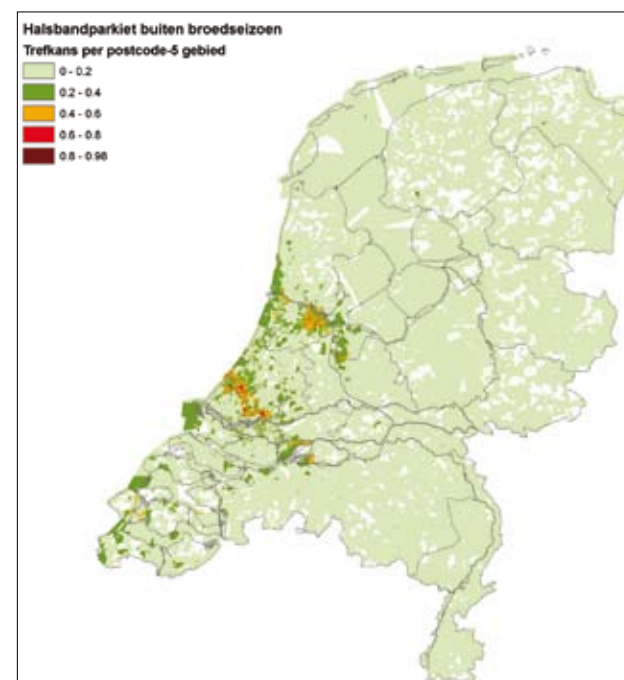
*Figuur 4.1. Kanskaart Halsbandparkiet voor aanwezigheid per postcode5-gebied tijdens het broedseizoen (15 maart-31 juli). Voorspelling gebaseerd op model inclusief stadsoppervlak als verklarende variabele. Potential distribution of Rose-ringed Parakeet during the breeding season, including the parameter 'urban areas' in the model. As current distribution is mainly associated with urban areas, this model leads to a rather conservative potential distribution pattern, i.e. mainly within the current range.*



*Figuur 4.2. Kanskaart Halsbandparkiet voor aanwezigheid per postcode5-gebied tijdens het broedseizoen (15 maart-31 juli). Voorspelling gebaseerd op model exclusief stadsoppervlak als verklarende variabele. Potential distribution of Rose-ringed Parakeet during the breeding season, excluding the parameter 'urban areas' in the model.*



*Figuur 4.3. Kanskaart Halsbandparkiet voor aanwezigheid per postcode5-gebied buiten het broedseizoen (1 augustus - 14 maart). Voorspelling gebaseerd op model inclusief stadoppervlak als verklarende variabele. Potential distribution of Rose-ringed Parakeet during the non-breeding season, including the parameter 'urban areas' in the model.*



*Figuur 4.4. Kanskaart Halsbandparkiet voor aanwezigheid per postcode5-gebied buiten het broedseizoen (1 augustus - 14 maart). Voorspelling gebaseerd op model exclusief stadoppervlak als verklarende variabele. Potential distribution of Rose-ringed Parakeet during the non-breeding season, excluding the parameter 'urban areas' in the model.*

beschikbaar is. Wel in het model opgenomen is de oppervlakte park en plantsoen, maar er is geen informatie over bomensamenstelling, openheid, leeftijd van bomen en dergelijke. Dit gebrek wordt naar verwachting maar deels opgeheven door het incorporeren van dichtheden van andere holenbroeders in het model.

Een ander opvallend patroon in de kanskaarten is dat het weglaten van variabelen die sterk gecorreleerd zijn met de Randstad, stadgrootte en FGR, minder conservatieve kanskaarten oplevert. Dit effect is goed verklaarbaar (zie Methoden, 2.3.2), maar de interpretatie is lastiger. Als stadgrootte en/of FGR causaal zijn gerelateerd met de verspreiding van Halsbandparkieten, geven de meest conservatieve kanskaarten het beste beeld van de toekomstige verspreiding. Als deze variabelen toevallig met de huidige verspreiding samenvallen, zijn de minder conservatieve voorspellingen relevanter. Een causaal verband met stadgrootte zou kunnen worden verklaard door een grote voedselbeschikbaarheid, zoals door bijvoeren en wellicht een gunstig microklimaat. Een causaal verband met FGR ligt minder voor de hand en de correlatie is waarschijnlijk het gevolg van het feit dat de grote steden 'toevallig' in een beperkt aantal FGR's liggen.

#### Conclusies

Het meest conservatieve model wijst op een toekomstige uitbreiding die zich vooral zal afspelen in de grote steden (figuur 4.1 en 4.3). Het meest progressieve model suggereert dat ook kleinere steden bezet zullen worden (figuur 4.2).

#### 4.2.2. Monniksparkiet

In Nederland zijn alleen vestigingen bekend in kleine steden of dorpen, en bij de meeste kolonies was er een relatie met een kooi van particulieren of handelaars. De voorkeur van verwilderde populaties voor verstedelijkt gebied is ook bekend uit andere landen, zoals Spanje (Domènech *et al.*, 2003). Ook de afhankelijkheid van bijvoederen in de winter door mensen werd al opgemerkt (vooral Hyman & Pruett-Jones, 1995).

Er konden geen kanskaarten worden gemaakt voor de Monniksparkiet, omdat er niet genoeg waarnemingen voorhanden waren om habitatmodellen te genereren. Tot nu toe blijken vestigingen in Nederland vaak weer na enige tijd te verdwijnen. De verspreiding in de toekomst zal dan ook lang niet zo omvangrijk worden als die van de Halsbandparkiet, aangezien de Monniksparkiet niet in staat lijkt te zijn om alle geschikte habitat te bezetten.

#### 4.2.3. Grote Alexanderparkiet

In Nederland is de soort vrijwel alleen vastgesteld

in Amsterdam en op twee locaties daarbuiten. De voorkeur van verwilderde populaties voor verstedelijkt gebied is eveneens bekend uit omliggende landen. Ook voor deze soort konden geen kanskaarten worden gemaakt. Zoals blijkt uit 3.2.3. lijkt de soort, afgaande op de huidige kennis uit introductiegebieden, leefgebied te bezetten dat grotendeels vergelijkbaar is met dat van de Halsbandparkiet. Het is onduidelijk of de soort, net als in zijn oorspronkelijke verspreidingsgebied, ook dichtere bossen kan koloniseren. Het is onbekend of er afhankelijkheid van bijvoering bestaat. Als alle habitat bezet zou kunnen worden, zou de verspreiding in theorie kunnen lijken op die van de Halsbandparkiet.

### 4.3 Populatieontwikkeling

De onderzoeksvraag die in deze paragraaf centraal staat, luidt: hoe zullen de huidige populaties van Halsbandparkiet, Monniksparkiet en Grote Alexanderparkiet zich in de toekomst ontwikkelen? Of – en zo ja, hoe snel – de populatie in omvang toeneemt, wordt grotendeels bepaald door de groeisnelheid en het dispersievermogen van de soort. Op drie manieren is geprobeerd hierin meer inzicht te krijgen, en wel door (1) de in het buitenland gerealiseerde groeisnelheden te bestuderen, (2) het populatieverloop tot dusver in Nederland te analyseren, en (3) te werken met een populatiemodel.

#### 4.3.1. Halsbandparkiet

##### *Groeisnelheden in het buitenland*

In het vervolg worden in de tekst regelmatig groeisnelheden vermeld, uitgedrukt als percentages per jaar ( $x, x\%/jaar$ ). Ze zijn direct vergelijkbaar met de maat  $\lambda$  (lamda) uit de populatiedynamica, zijnde  $1,xx$ . Als bijvoorbeeld het aantal toeneemt met 24,1% per jaar, dan is  $\lambda$  1,241.

##### GROOT-BRITTANNIË

Het eerste broedgeval in Europa werd in 1855 vastgesteld in Norfolk, Engeland. In Zuidoost Engeland waren in 1982, 1996 en 2003 respectievelijk 700, 1500 en 7800 vogels aanwezig (Braun 2009). Dit komt neer op een groeisnelheid van 11% per jaar in de gehele periode, 6% per jaar tussen 1982 en 1996 en 23% per jaar tussen 1996 en 2003. Voor Zuid-Engeland is in 1996-2002 een gemiddelde jaarlijkse groei van 30% vastgesteld (Braun 2004). Butler (2003) noemt een jaarlijkse groei van 25% voor dit gebied. Op Isle of Thanet (Kent), nam de populatie tussen 1996 en 2001 toe van 299 individuen naar 540 en in Londen en omliggende gebieden van 1300 naar 5400. Met behulp van populatiemodellen werd een jaarlijkse groei van 15% berekend voor

Isle of Thanet en 30% voor Londen. In Londen nam de verspreiding jaarlijks met *c.* 0,4 km toe, terwijl in Isle of Thanet nog geen uitbreiding plaatsvond (Butler 2003).

In tegenstelling tot Braun (2009) meldt Butler (2005) dat de eerste vogels al in de jaren dertig van de vorige eeuw werden gezien, in Epping Forest (Essex); deze populatie verdween. Blijvende broedpopulaties vestigden zich vanaf de jaren zestig en de soort breidde zich in de jaren zeventig uit in Surrey, Essex, Kent, Middlesex en Berkshire. In 1983 werd de populatie op 500 vogels geschat, in 1986 op 500-1000 en in 1996 op 1508. Daarna namen de aantallen snel toe. Zo werden in 1999 op één slaapplek al 2500 vogels geteld (Butler 2005). In 2004 werd de populatie op 10.000 vogels geschat. Dit komt overeen met een jaarlijkse groei van 9% in de periode 1983-1996, 18% in de periode 1997-1999 en 30% in de periode 2000-2004. De verspreiding nam in deze periode toe, met Buckinghamshire, Hertfordshire, Sussex en Hampshire als nieuwe graafschappen. De soort ontbreekt als broedvogel nog in Midden- en Noord-Engeland.

#### DUITSLAND

In 1967 vlogen al vrij rondvliegende vogels rond in Keulen, waar in 1969 het eerste Duitse broedgeval plaatsvond. In het 35 ha grote Schlosspark van Wiesbaden-Briebrich werd in 1975 het eerste broedgeval vastgesteld. De aantallen broedparen stegen snel tot 60 in 1996 en 120 in 1999, maar in 2008 bleken er nog maar 30 aanwezig (Braun 2004, Braun 2009). De kolonisatie van en uitbreiding over de rest van Duitsland vonden langs het volgende tijdspad plaats (Braun 2004, Braun 2009): jaren zeventig Mainz, 1979 Bonn, 1984 Düsseldorf, 1985 Frankenthal, 1990 Heidelberg, 1993 Mannheim, 1995 Ludwigshafen en 2000 Duisburg. Volgens Braun (2009) zijn populaties in Hamburg (en Innsbruck, Oostenrijk) uitgestorven.

Voor de Rijn-Neckar regio (exclusief Worms) is de aantalsontwikkeling op basis van slaapplekstellingen na het broedseizoen in beeld gebracht. In 2003 werden hier bijna 1500 vogels geteld en in 2007 en 2008 bijna 3000. De gemiddelde jaarlijkse groei bedroeg 14%. In deze regio is de populatie gegroeid vanuit drie kernen (Heidelberg, Neckarhausen en Worms). Inmiddels zijn de grenzen vervaagd. Wel zijn de vogels trouw aan de oorspronkelijke slaapplekken, maar tussen de gebieden vindt ook uitwisseling plaats. Door de trouw aan de oude slaapplekken is de uitbreiding van de verspreiding beperkt; er zijn nauwelijks vogels op meer dan 20 km van de slaapplek vastgesteld.

De huidige Duitse populatie omvat 7500 vogels waarvan *c.* 1500 broedparen (Braun 2009).

#### BELGIË

In België is de soort sterk geconcentreerd in de

omgeving van Brussel. Het eerste broedgeval is hier gemeld in 1966 in Tervuren. De uitzet van 40 Halsbandparkieten van de Aziatische *borealis* ondersoort nabij de Meli Zoo in Brussel wordt over het algemeen gezien als de oorsprong van de Belgische populatie (Weiserbs & Jacob 2005 in Strubbe & Matthysen 2009). De Belgische populatie is gegroeid tot *c.* 8000-8500 vogels in 2006 (Weiserbs & Jacob 2007 in Strubbe & Matthysen 2009). Inmiddels is een groot deel van het Brussels grondgebied bezet door de soort, met uitzondering van enkele landelijke gebieden, de meest verstedelijkte delen en het Zoniënwoud. In Wallonië komt de soort voor in Brabant en La Louvière. Daarnaast zijn er verspreide losse waarnemingen. De vogels uit Vlaams en Waals Brabant zouden ook gebruik maken van de slaapplekken in de regio Brussel (Weiserbs 2008).

Strubbe & Matthysen (2009) berekenden een jaarlijkse groeisnelheid van *c.* 18%. Ten opzichte van de oorsprong (Meli Zoo, Brussel) heeft de populatie zich *c.* 40 km uitgebreid. Veel potentieel geschikt areaal is nog onbezet. Op basis van geschikte habitat zou de uiteindelijke Vlaamse populatie in de orde van grootte van 10.000-15.000 broedparen kunnen liggen.

#### FRANKRIJK

In Île-de-France, de regio rondom Parijs begrensd door de Oise, Seine, Ourcq en Marne, is de Halsbandparkiet sinds 1974 waargenomen in de buitenwijken van Parijs. In 2008 zijn 33 broedlocaties geteld. Ze concentreerden zich nabij de twee vliegvelden ten zuiden en noorden van Parijs. In 2009 zijn in deze regio ongeveer 1100 vogels aanwezig. Volgens de auteurs is er sprake van een exponentiële toename van de populatie (Clergeau *et al.* 2009).

#### OVERIGE EUROPESE LANDEN

De soort heeft zich sinds de jaren zeventig in Italië gevestigd, sinds 1982 in Spanje, sinds 1986 in Portugal en sinds 1992 in Griekenland (Braun 2009). Er is geen informatie beschikbaar over de snelheid van toename in deze landen.

#### VERENIGDE STATEN

In Florida werden in de jaren dertig van de vorige eeuw al Halsbandparkieten gemeld. In de jaren zestig en zeventig werden voor het eerst broedende vogels gemeld (Butler 2005). In de 21<sup>e</sup> eeuw komt de soort officieel alleen voor in Florida, mogelijk in Zuid-Californië en Hawaï. Bruikbare groeicijfers ontbreken.

#### Groeisnelheden in Nederland

De Halsbandparkiet kent vier verschillende vestigingskernen die hier nader worden onderzocht: Rotterdam, Den Haag, Haarlem en Amsterdam. Van

alle vier deze kernen is het eerste jaar van vestiging (ongeveer) bekend (zie 3.3.1). In dat eerste jaar was het broeden beperkt tot een enkele locatie. Dit punt in dat jaar was het begin voor een ontwikkeling in de tijd (aantalstoename) en een ontwikkeling in de ruimte (uitbreiding).

#### TOENAME

In de vier vestigingskernen is de Halsbandparkiet de afgelopen decennia onafhankelijk van elkaar sterk in aantal toegenomen (tabel 4.3). Voor de aantalopgaven is geput uit Lensink (1996a), Keijl (2001) & Keijl (2002). De opgave voor 2010 is afgeleid uit de slaaplaatstellingen in januari 2010 (gegevens SOVON) door uit te gaan van een verhouding van 70% adulte en 30% sub-adulte vogels aan het begin van het broedseizoen. Deze verhouding is afgeleid uit de gebruikte matrices voor modellering (tabel 4.5).

In Amsterdam en Den Haag lag de jaarlijkse toename sinds de eerste broedgevallen ruim boven de 20%/jaar; het laatste decennium zelfs rond de 30%. Haarlem en Rotterdam blijven hier gerekend over de hele periode (1977-2010) bij achter. Sinds de eeuwwisseling bedroeg de toename in beide laatste kernen evenwel meer dan 30% jaar. In alle vier de kernen lag de toename voor de eeuwwisseling gemiddeld genomen lager dan daarna. De soort is tot op zekere hoogte gevoelig voor strenge winters, waarbij de drie strenge winters uit de jaren tachtig en de twee uit de jaren negentig vermoedelijk negatief op de toename hebben uitgewerkt. Na de eeuwwisseling ontbreken strenge winters lange tijd, maar die van 2008/2009 (koud, maar niet streng; vooral buiten Randstad) en 2009/10 (koud, hele land) mochten er weer zijn. De geschatte broedvogelaantallen voor 2010 zijn afgeleid van de slaaplaatstelling in januari 2010, waarbij een eventueel wintereffect nog maar ten dele in de populatie zal zijn doorgedrongen. Dit getal kan dus aan de hoge kant zijn.

De PTT-tellingen vormen een tweede bron van informatie die de toename vanaf eind jaren zeventig documenteren (figuur 3.9). Tot aan 2009 (decembertelling) bedraagt de jaarlijkse toename 16,9%. Bij een opsplitsing analoog aan die in de voorgaande alinea, bedroeg de toename tot 2000 14,1 % per jaar en nadien 18,2% per jaar. Ook in dit materiaal is de toename in het afgelopen decennium derhalve hoger dan in de twee eerdere decennia.

Gerekend over de jaren 1978-2009 bestaat er een zwak verband tussen de verandering van jaar op jaar (PTT-tellingen december) en de strengheid van de winter (figuur 4.5). In de beginjaren (1978-1990) van de vestiging en toename was dit verband sterker al waren er wel drie uitbijters. In deze jaren viel een sterk afname onder Halsbandparkieten niet samen met een strenge winter. In de tweede periode (1990-2000) is het verband minder sterk, met aan beide zijde van het verband een uitbijter. In het decennium na de eeuwwisseling bestaat er een zwak positief verband tussen aantalsverandering en de strengheid van de winter. Dit overzicht duidt erop dat andere factoren dan de strengheid van de winter mogelijk belangrijker zijn in de jaarlijkse aantalsontwikkeling. Daarnaast zijn PTT-tellingen niet het meest geschikte materiaal om een eventueel verband met de strengheid van een winter te onderzoeken. Tussen de meetmomenten in december ligt een broedseizoen waarin eventuele effecten onzichtbaar kunnen worden als gevolg van een nieuw seizoen reproductie. Een ander probleem is dat de IJnsengetallen (gebruikt als maat voor de strengheid van de winter) betrekking hebben op de gehele winter (december-februari), terwijl de decembertellingen van het PTT daar middenin vallen.

#### Uitbreiding

Van de vier grote vestigingen van Halsbandparkieten is de verspreiding op vier verschillende momenten

Tabel 4.3. Geschat aantal broedparen in vier vestigingskernen van Halsbandparkieten in 1977-2010 en de jaarlijkse toename in de gehele perioden en in de perioden 1977-2000 en 2000-2010. Breeding population of Rose-ringed Parakeet in four core breeding areas in different years. The upper panel gives the number of breeding pairs, the lower panel annual population growth.

	Den Haag	Rotterdam	Haarlem	Amsterdam	totaal
1968	0-1				0-1
1977				1	1
1978	2	1	1		4
1993	55	7	6	43	111
2000	110	8	7	100	225
2010	1700	170	130	1200	3200
% toename/jaar					
1977-2010	23	16	15	23	23
1977-2000	21	11	10	23	21
2000-2010	31	36	34	28	30

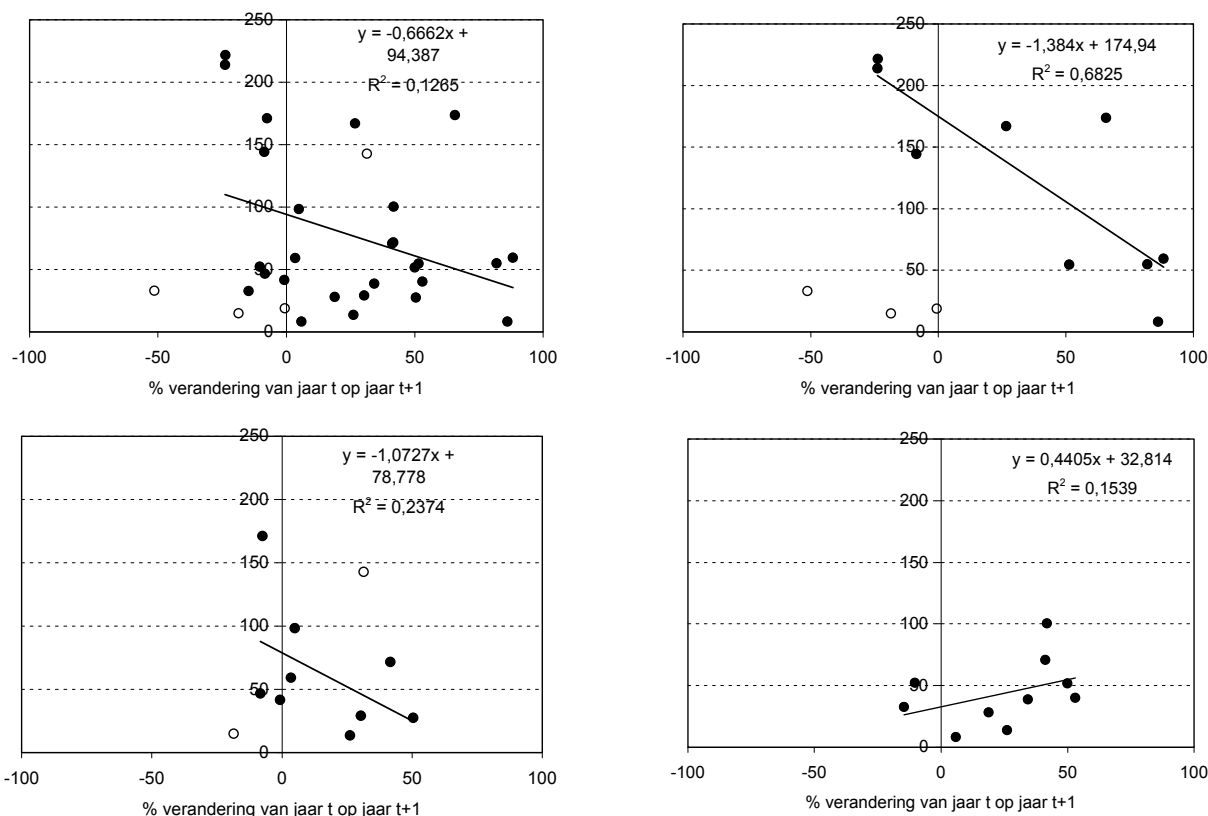


Tabel 4.4. Aantal bezette atlasblokken (5x5 km) in vier vestigingskernen van Halsbandparkieten in (1977-2009), de waargenomen uitbreidingsnelheid van de kernen in km/jaar en de dichtheid aan broedparen. Number of occupied 5x5 atlas squares in the four core breeding areas of Rose-ringed Parakeet. The upper panel gives the number of atlas squares, the lower panel the expansion rate per year.

	Den Haag	Rotterdam	Haarlem	Amsterdam	totaal
1977				0,04	
1978	0,04	0,04	0,04		
1993	5	1	1	4	11
1999	14	2	3	12	31
2009	37	17	14	32	100
uitbreidingsnelheid kolonisatiefront in km/jaar					
1977-2009	0,53	0,33	0,31	0,48	
1977-1999	0,46	0,16	0,20	0,40	
1999-2009	0,66	0,76	0,57	0,62	
dichtheid in paar/km <sup>2</sup>					
1999	0,31	0,16	0,09	0,33	0,29
2009	1,84	0,40	0,37	1,50	1,28

bekend: in het eerste jaar van vestiging (Lensink 1996a), in 1993 (Lensink 1996a), 1999 (Keijl 2002) en 2009 (waarnemingen broedseizoen maart-juli 2007-2009 uit Waarneming.nl & MUS, zie paragraaf 2.3). Door op verschillende momenten in de tijd de oppervlakte van het verspreidingsgebied te bepalen

kan een uitbreidingsnelheid worden afgeleid (zie verder van den Bosch *et al.* 1993, Williamson 1997). Als maat voor de verspreiding is het aantal bezette atlasblokken genomen. Alleen in het eerste jaar van vestiging is deze teruggebracht van 25 km<sup>2</sup> tot 1 km<sup>2</sup> (tabel 4.4). Hieruit volgt dat de uitbreidingsnelheid



Figuur 4.5. Verband tussen het % verandering van jaar t op jaar t+1 (PTT-tellingen) en de strengheid van de winter (IJsens-getal). 1978-2009 (linksboven), 1978-1990 (rechtsboven), 1990-2000 (linksonder) en 2000-2009 (rechtsonder). In twee periodes zijn in totaal vier punten benoemd die sterk buiten het (verwachte) verband liggen. Relationship between annual population change in Rose-ringed Parakeet and winter temperatures (expressed by IJsens index), given for four different periods: 1978-2009 (upper; left), 1978-1990 (upper; right), 1990-2000 (lower; left) and 2000-2009 (lower; right).



in Amsterdam en Den Haag in 1977-2009 rond 0,5 km/jaar bedroeg en in Haarlem en Rotterdam bijna 0,3 km/jaar. Tot de eeuwwisseling lag de uitbreidingsnelheid in alle vier de kernen lager dan in het decennium daarna.

### Modelmatige verkenning

#### MODEL TOENAME

De vastgestelde toename in het veld kan met een populatiemodel worden vergeleken. Hiervoor is gebruik gemaakt van een Leslie-matrix (Caswell 2001) met daarin de twee belangrijkste *life-history* parameters: reproductie en overleving. Er is één matrix geconstrueerd voor de periode tot de eeuwwisseling en twee voor de jaren daarna (tabel 4.5). Onderscheid in twee perioden was nodig vanwege het grote verschil in toename voor en na de eeuwwisseling (tabel 4.3). De reproductie is afgeleid van studies in Engeland en Duitsland, zoals vermeld in Butler (2003), Braun (2004), Shwarz *et al.* (2009) en Lambert *et al.* (2009), en de overleving volgens een schatting voor Londen in Butler (2003). Voor de geslachtsverhouding is 1:1 aangenomen (voor vogels een zeer veel voorkomende verhouding tussen geslachten) en voor het eerste jaar van broeden na twee winters, met een beperkt aandeel na één winter (Lamba 1966). De matrices staan model voor de ontwikkeling van de populatie in Den Haag en Amsterdam tussen 1977 en 2010.

Op grond van matrix A (tabel 4.5) neemt het aantal toe van 1 paar in 1977 tot 124 paar in 1999 (19,2% per jaar). Op basis van de matrix B komt het aantal in de jaren na 2000 op 1448 paren in 2010 (25,1% per jaar) en op basis van matrix C op 1454 paren (25,1% per jaar). De matrix B staat model voor de situatie dat milde winters leiden tot vooral een hogere gemiddelde overleving van vogels, en de matrix C voor een hoger aandeel paren dat tot broeden komt, met mogelijk ook gemiddeld grotere

legsels (figuur 4.6). Halsbandparkieten zijn tot op zekere hoogte gevoelig voor strenge winters. In *life-history* termen wil dat zeggen dat de overleving in strenge winters in het algemeen lager is dan in milde winters. Strenge winters leiden bij veel soorten tot een later broedseizoen met gemiddeld kleinere legsels. Dat wil dus zeggen dat de reproductieve output na een strenge winter kleiner kan zijn. Wij schatten dat voor de Halsbandparkiet vooral matrix B van toepassing is, en minder matrix C.

De uitkomsten van de berekening worden niet alleen bepaald door de parameterwaarden in de matrix, maar ook door de uitgangswaarden (populatieomvang en beginjaar). Voor Den Haag is niet duidelijk wanneer de Halsbandparkieten zich daar hebben gevestigd: jaren zestig of jaren zeventig. In de berekening is uitgegaan van de jaren zeventig. Indien vestiging in de jaren zestig heeft plaatsgevonden is het logisch dat bij een gelijke groeisnelheid (tabel 4.3) Den Haag anno 2010 een grotere populatie herbergt dan Amsterdam (tabel 4.3). Het mogelijke verschil in startjaar komt ten dele tot uitdrukking in de geschatte populatieomvang van Den Haag in 1978 (2 paar) en Amsterdam in 1977 (1 paar) (tabel 4.3). In de berekeningen is als uitgangswaarde (einde broedseizoen) een populatie genomen van 18 vogels waaronder 1 paar. Dit leidt in 2010 tot een populatie van 1450 paar (zie voorgaande alinea). Zou uitgegaan zijn van 16 vogels (waaronder 1 broedpaar) dan had dit in 2010 tot 1150 paar geleid, bij 20 vogels (waaronder 1 broedpaar) tot 1750 paar. Hieruit volgt dat een iets grotere groep in het beginjaar (mogelijk valide voor Den Haag) op termijn leidt tot aanmerkelijke verschillen in populatieomvang.

#### MODEL UITBREIDINGSSNELHEID

Voor berekening van de ruimtelijke uitbreidingsnelheid van een populatie is een model beschikbaar (van den Bosch *et al.* 1990, 1992, zie

Tabel 4.5. Gebruikte matrices voor Halsbandparkieten, met onderscheid in twee perioden. Op de eerste regel van de matrix is de reproductie vermeld, op de tweede en derde de overleving. Y=year, F=fecundity en S=survival. De matrices staan voor de situatie direct na het broedseizoen. Population model matrix for Rose-ringed Parakeet. F (fecundity) expresses reproduction rate, S expresses survival estimates. Y = year.

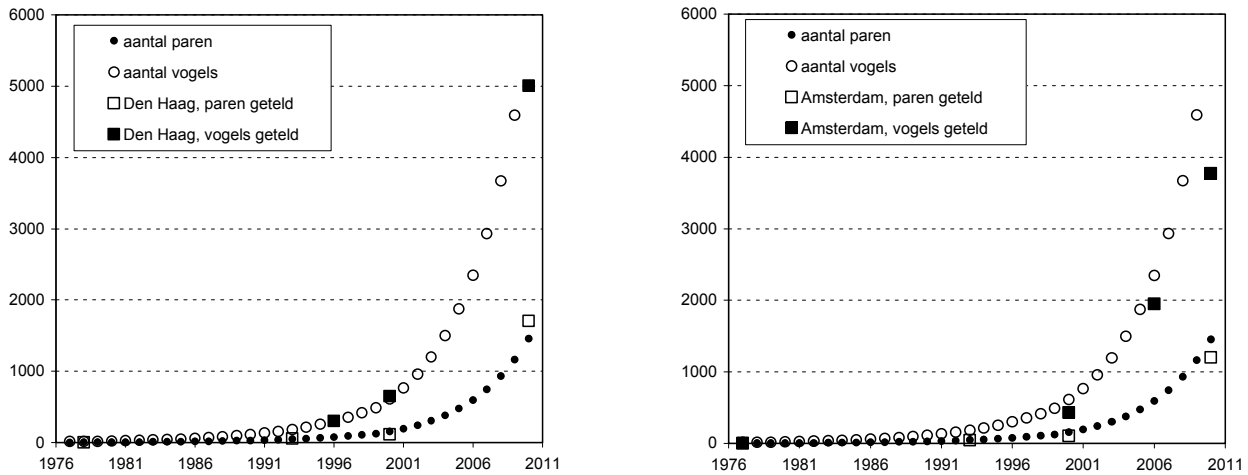
#### 1977-2000

matrix A	1Y	2Y	>2Y
F	0	0,3	0,8
S1Y	0,65	0	0
S>1Y	0	0,75	0,85

#### 2001-2010

matrix B	1Y	2Y	>2Y
F	0	0,3	0,85
S1Y	0,7	0	0
S>1Y	0	0,8	0,9

matrix C	1Y	2Y	>2Y
F	0	0,3	1,2
S1Y	0,65	0	0
S>1Y	0	0,75	0,85



Figuur 4.6. Aantalsontwikkeling van Halsbandparkieten op basis van matrices A en B uit tabel 3. Populatie staat model voor Den Haag en Amsterdam; links de gemodelleerde waarden vergezeld van getelde aantallen voor Den Haag, rechts voor Amsterdam. Population trend in Rose-ringed Parakeet according to population model (see Tab. 4.5) in Den Haag (left) and Amsterdam (right). Shown are modelled population size (dots) and counted numbers (squares).

ook Neubert & Caswell 2000). Dit is gebaseerd op drie *life-history* parameters: reproductie, overleving en dispersie. Hierin is dispersie gedefinieerd als de afstand tussen de geboorteplaats en de locatie van broeden nadien. Voor reproductie en overleving worden parameterwaarden gebruikt zoals vermeld in tabel 4.5. Met dit model kan de snelheid van uitbreiding van het kolonisatiefront worden berekend. Het model geeft geen inzicht in de toename van de dichtheid in gebieden die recent zijn gekoloniseerd.

In 2000 waren in het westen van het land in de vier vestigingen tezamen 31 atlasblokken bezet met in totaal 225 paren. Dit komt overeen met een dichtheid van 0,3 paar/km<sup>2</sup>. In 2010 zijn vanuit dezelfde vier kernen inmiddels 100 atlasblokken bezet door broedvogels. Bij een geschat aantal van 3200 paren komt dit overeen met een dichtheid van 1,3 paar/km<sup>2</sup>. Hieruit volgt dat achter het kolonisatiefront de dichtheden het afgelopen decennium zijn toegenomen. Meer in detail; de dichtheden in Haarlem en Rotterdam komen anno 2010 overeen met die in Den Haag en Amsterdam 10 jaar daarvoor. In deze laatste twee steden bedraagt de dichtheid inmiddels tenminste 1,5 paar/km<sup>2</sup> (tabel 4.3).

In de eerste twee decennia zijn de vogels in vier kernen tot uitbreiding gekomen. Daarbij zijn nieuwe vestigingen steeds in direct aanpalende gebieden (lees atlasblokken) aangetroffen. Dit impliceert dat een dispersieafstand groter dan 5 km een zeldzaamheid is. Daarom wordt aangenomen dat het overgrote deel van de vogels binnen 5 km van de geboorteplek zelf tot reproductie komt. *Long-distance dispersal*, waardoor gebieden op forse afstand worden gekoloniseerd en hogere uitbreidingssnelheden kunnen worden bereikt (Caswell *et al.* 2003), zijn bij deze soort uitgesloten.

Voor de dispersie wordt een verdeling aangenomen van 0-5 km (500 ex.) en 5-10 km (1 ex.). Van deze verdeling worden de variantie en de kurtosis als waarden in het model ingevoerd (van den Bosch *et al.* 1992).

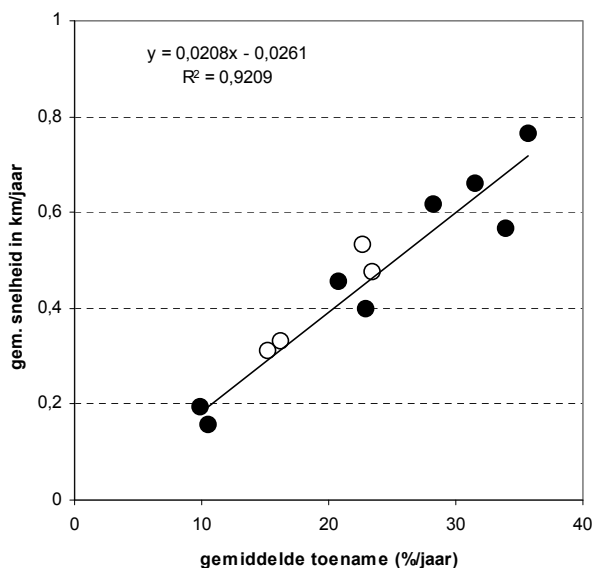
Tabel 4.6. Berekende uitbreidingsnelheid in km/jaar volgens model Van den Bosch *et al.* (1993). Modelled expansion rate in Rose-ringed Parakeet (expressed by km/year), using model parameters given in Tab. 4.5.

	km/jaar
Matrix A	0,85
Matrix B	0,76
Matrix C	0,85

Indien de parameterwaarden zoals hiervoor omschreven worden toegepast, komt uit de modelberekeningen een snelheid tussen 0,75 en 0,85 km/jaar (tabel 4). Deze ligt iets boven de in het veld gemeten snelheden (tabel 4.4). In andere toepassingen van het model van Van den Bosch *et al.* (1992) zijn afwijkingen tussen waargenomen en berekende snelheid van 5 tot 60% (positief en negatief) vastgesteld; de vastgestelde snelheden lopen uiteen van 0,5 tot 100 km/jaar (van den Bosch *et al.* 1992, Lensink 1996, R. Lensink ongepubliceerd).

#### UITBREIDING EN TOENAME GECOMBINEERD

In de formulering van bovengenoemd wiskundig model (van den Bosch *et al.* 1992) - waarin de ruimtelijke uitbreidingssnelheid wordt berekend uit reproductie, overleving en dispersie - ligt besloten dat toename (reproductie & overleving) een relatie kent met de ruimtelijke uitbreiding (dispersie). De gemiddelde aantalstoename (% per jaar) in de vier grote kernen is voor twee tijdvakken bepaald (tabel 4.3), alsook de uitbreidingsnelheid (km/jaar, tabel



Figuur 4.7. Relatie tussen de jaarlijkse toename en de uitbreidingssnelheid, zoals waargenomen in het veld in vier vestigingskernen en twee tijdvakken (1977-1999 en 1999-2009) (gesloten stippen) en voor de gehele periode 1977-2009 (open stippen); data in tabel 4.4. Relationship between annual population change and expansion rate (observed data, see Tab. 4.4) in Rose-ringed Parakeet in Amsterdam, Haarlem, Den Haag and Rotterdam.

4.4). Tussen beide bestaat een positief verband waarbij een sterkere jaarlijkse aantalstoename gepaard gaat aan een snellere ruimtelijke uitbreiding (snelheid) (figuur 4.7).

#### Conclusies

In de loop van 35 jaar heeft de Halsbandparkiet zich duurzaam gevestigd in Nederland, mogelijk mede dankzij het bijvoeren in de winter. In deze tijdspanne is het aantal toegenomen van enkele paren tot naar schatting meer dan 3000. Daarnaast hebben vier afzonderlijke vestigingskernen zich uitgebreid en zijn deze vier kernen min of meer samengesmolten tot een continue verspreidingsgebied dat een groot deel van de Randstad omvat. Dit proces van toename en uitbreiding zal zich naar verwachting in de komende jaren (decennia) voortzetten.

De soort komt thans voor in de Randstad, de stedenband die loopt van Amsterdam via Haarlem, Leiden, Den Haag en Delft naar Rotterdam. De huidige verspreiding duidt op voortgaande kolonisatie buiten deze stedenband, met recente vestigingen naar het zuidoosten toe in Abcoude en Utrecht, naar het noorden toe in Zaanstad en naar het zuiden toe in Alphen aan den Rijn, Barendrecht en Dordrecht. Waarnemingen buiten het broedseizoen duiden op het (af en toe) afleggen van grotere afstanden, waardoor de soort ook ver buiten het reguliere broedgebied kan opduiken. Alles wijst erop dat de soort vooral binnen de bebouwde kom broedt. Steden en dorpen liggen in Nederland,

met name in het westen, op zeer korte afstand van elkaar. Een beperkt dispersievermogen is binnen de Nederlandse context geen belemmering voor verdere kolonisatie. In het midden van het land ligt rondom de Utrechtse Heuvelrug nog een reeks van dorpen en steden die geschikt en bereikbaar zijn. Vanuit Rotterdam strekt zich een reeks Drechtsteden oostwaarts uit tot aan Gorinchem. Kolonisatie van de Brabantse stedenband vanuit de Randstad zou kunnen stuiten op de barrière van de Grote Rivieren; veel kleine kernen op relatief grote afstand van elkaar. Kolonisatie vanuit Belgische vestigingen is op termijn voor Noord-Brabant (en Limburg) niet uitgesloten. De ervaring van de afgelopen decennia heeft geleerd dat kolonisatie door Halsbandparkieten een traag maar gestaag proces is; er is geen reden om aan te nemen dat dit proces op korte termijn stopt.

Indien het verspreidingsgebied ruimer wordt, zal ook de populatieomvang naar verwachting verder toenemen. Hoge groeisnelheden zullen vooral in nieuw gekoloniseerd gebied worden bereikt. In de komende tijd (decennia) zijn groeisnelheden tussen 10 en 30% per jaar reëel, overeenkomstig de vastgestelde toenames in Nederland en elders in West-Europa. Dit betekent dat een landelijke populatie van 10.000-20.000 paren in 2020 een reële verwachting is, waarbij de soort in het westen en midden van het land in (vrijwel) alle steden en dorpen aanwezig zal zijn.

#### 4.3.2 Monniksparkiet

##### Groeisnelheden in het buitenland

##### VERENIGDE STATEN

In de Verenigde Staten vestigden zich de eerste populaties in de jaren zestig (Avery *et al.* 2007). Burger & Goch (2009) stellen dat de populaties in de VS tussen de jaren zeventig en negentig op veel plaatsen exponentieel groeiden, maar dat sinds de jaren negentig op veel plaatsen de groeisnelheid afnam, met Florida als uitzondering. In Florida werden de eerste broedgevallen vastgesteld in de jaren zeventig en groeide de populatie exponentieel sinds het einde van de jaren tachtig tot *c.* 2500 individuen begin 2000.

De gemiddelde jaarlijkse populatiegroei in de VS bedroeg 14,6% tussen 1976 en 1994, wat resulteert in een populatieverdubbelingstijd van 4,8 jaar (van Bael & Pruett-Jones 1996). De geografische verspreiding is tevens toegenomen sinds 1975.

In Hyde Park, Chicago, is de populatie Monniksparkieten toegenomen van 64 vogels in 1992 naar 95 in 1993 (Hyman en Pruett-Jones 1995). In 1994 zijn hier 85 nesten geteld, wat duidt op een populatie van ongeveer 170 volwassenen. De populatie is bijna verdrievoudigd in drie jaar (van Bael & Pruett-Jones 1996).

## BELGIË

De eerste broedwaarneming stamt uit 1979, in de omgeving van Brussel. De aantalsopgaven zijn verwarrend. Het aantal broedparen in 1989-91 bedroeg 30-35 volgens Rabosée *et al.* (1995, in Weiserbs 2008a), maar Weiserbs & Jacob (1999) melden 30-40 individuen in 1998. Vanaf 1999 nam de populatie toe en werden nieuwe gebieden gekoloniseerd: in 1999 werden 50-60 individuen geteld (Weiserbs & Jacob 1999), in 2000-2004 zouden 125-250 broedparen aanwezig zijn. Het lijkt er dus op dat aantalsopgaven van aanwezige individuen te laag uitkomen, gezien het hogere aantal broedparen. De soort leek in 2007 afgenomen, wat te maken zou hebben met het vrijwel gelijktijdig verdwijnen van verschillende nestkolonies (instorting, vernieling). Hierdoor zou een nieuwe verspreidingsfase kunnen zijn ingezet.

Al met al is het precieze aantalsverloop van de Belgische populatie tamelijk onzeker en lijken de aantallen sinds de eerste broedgevallen in 1979 betrekkelijk traag te veranderen (Weiserbs 2008a). De genoemde aantallen suggereren desondanks een jaarlijkse groeisnelheid van 28% tussen 1979 in de periode 1979-1991 en 16% in de periode 1991-2004.

Weiserbs & Jacob (1999) achten het mogelijk dat de soort zich verder verspreidt. Wel zijn de Monniksparkieten afhankelijk van bijvoeding (Weiserbs & Jacob 1999).

## SPANJE

In Spanje werd de Monniksparkiet voor het eerst vastgesteld in Barcelona in 1975. Daarna heeft de soort zich enorm uitgebreid, met name in de buurt van grote steden aan de Middellandse Zeekust, maar ook in Centraal-Spanje en het noordwesten, in het bijzonder sinds 1985 (Munoz & Real 2006). De jaarlijkse groei tussen 1997 en 2002 bedroeg in heel Spanje 9% en in Barcelona en Malaga 18%. Barcelona kende het eerste broedgeval in 1975, met 850 individuen in 1994 en 1441 in 2001. De soort is hier niet afhankelijk van bijvoeding en is in staat om zich binnen de stedelijke omgeving uit te breiden en toe te nemen. Op basis van ruimtelijke modellering zou de verspreiding nog een factor zeven ruimer kunnen worden. (Hagemeyer & Blair 1997).

## OVERIGE EUROPESE LANDEN

De groepen die zich in Duitsland en Italië vestigden, hebben niet geleid tot noemenswaardige populaties. Dit geldt ook voor Frankrijk, waarbij bestrijding door landbouwers meespeelt. In Groot-Brittannië is een kleine populatie gevestigd in Borehemwood (Hertfordshire) sinds 1993; in 2002 werden er 32 vogels geteld.

*Groeisnelheden in Nederland*

De geschiedenis van de enkele vestigingen tot nu toe (zie 3.3.2) licht een tipje van de sluier op omtrent beperkende factoren voor de Monniksparkiet in Nederland. Tot nu toe is iedere vestiging in Nederland te herleiden tot een bewuste vrijlating of ontsnapping van een groep in gevangenschap (zie tevens 4.1.2). Groepen die geruime tijd in het vrije veld voortbestaan, onderhouden een relatie met de locatie van vrijlating indien ze worden bijgevoerd. Zodra de bijvoeding stopt, nemen de aantallen af en sterft de groep uit. Voor de toekomst betekent dit dat toename en uitbreiding in Nederland, op eigen kracht, onwaarschijnlijk zijn. Vestigingen in de stedelijke omgeving kunnen echter lang stand houden met hulp van bijvoeding door het publiek.

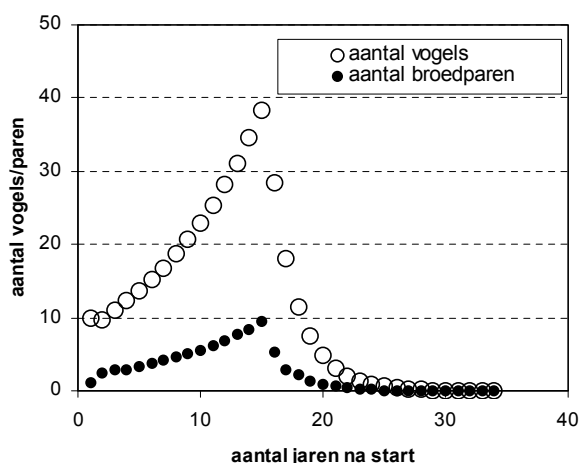
*Modelmatige verkenning*

## AANTAL IN DE TIJD

De geschiedenis van de Monniksparkiet in Enschede heeft geleerd dat het mogelijk is dat met bijvoeding een vrij vliegende groep in aantal kan toenemen; succesvolle reproductie is hierin de succesfactor. Dezelfde geschiedenis heeft geleerd dat het aantal zonder bijvoeding snel terugloopt. Op basis hiervan is een modelpopulatie geconstrueerd (matrix A tabel 4.7). Aangenomen is dat bij stoppen van bijvoeding de overleving sterk afneemt, met name door verhoogde sterfte in de winter (matrix B tabel 4.7). Beide matrices zijn gebruikt om het populatieverloop van Enschede te simuleren. Hierin neemt het aantal in 15 jaar tijd toe van 1 paar tot 9 en van in totaal 10 vogels naar 38 (figuur 4.8). Vervolgens neemt het aantal bij sterk verlaagde overlevingswaarden snel af. De reproductie is binnen de marges van Martin (1989) en Martin &

Tabel 4.7. Twee matrices voor het modelleren van de populatieontwikkeling van de Monniksparkiet Monniksparkiet (vgl. tabel 4.5). Population model matrix for Monk Parakeet. *F* (fecundity) expresses reproduction rate, *S* expresses survival estimates. *Y* = year.

matrix A	1Y	2Y	>2Y	matrix B	1Y	2Y	>2Y
F	0	0,25	0,65	F	0	0,25	0,65
S2Y	0,61	0	0	S2Y	0,31	0	0
S>2Y	0	0,81	0,81	S>2Y	0	0,41	0,41



Figuur 4.8. Simulatie van een populatie Monniksparkieten die 15 jaar wordt bijgevoerd (en toeneemt); Daarna wordt dit gestaakt en neemt het aantal snel af (matrices in tabel 4.7). Modelled population trend in Monk Parakeet taking into account supportive feeding that is banned 15 years after establishment of the population.

Bucher (1993) en de overleving volgens Spreyer & Bucher (1998). Als geslachtsverhouding is 1:1 aangenomen.

#### AANTAL IN DE RUIMTE

We kunnen ook nagaan met welke snelheid een groeiende populatie Monniksparkieten zich in de ruimte zou kunnen uitbreiden. In een studie van Martin & Bucher (1993) zijn de volgende waarden voor dispersiekenmerken gevonden: mediaan 503 m, gemiddeld 1230 m, range 0,3-2,0 km. Deze waarden zijn vertaald naar de verdeling voor dispersie van: 250-1250 m (200 ex.) en 1250-2250 m (200 ex.). Deze verdeling geeft een mediaan van ruim 500 m en een gemiddelde van 1250 (vrijwel identiek aan die van Martin & Bucher (1993)). In combinatie met matrix A leveren deze dispersiewaarden een snelheid van slechts 0,26 km/jaar op. Dit komt overeen met de praktijk. In het veld kan het aantal nesten in opeenvolgende jaren weliswaar toenemen, maar dan vooral in dezelfde boom of bosjes. Ruimtelijke uitbreiding is nog nauwelijks waargenomen. Alleen in de omgeving van Ouddorp zijn nieuwe vestigingen ontstaan. Ook de waarnemingen uit Brussel duiden op een zeer lage uitbreidingssnelheid.

#### Conclusies

Er zijn op dit moment geen aanwijzingen dat vanuit de huidige populatie uitbreiding plaatsvindt. Populaties onderhouden een sterke band met de ontsnappingslocatie en lijken na verloop van tijd weer te verdwijnen. Onder de huidige omstandigheden wordt verwacht dat lokale introducties kunnen blijven voorkomen, en dat deze populaties door bijvoeren (in ieder geval tijdelijk) in stand kunnen

worden gehouden. Een substantiële uitbreiding wordt evenwel niet verwacht.

#### 4.3.3 Grote Alexanderparkiet

##### Groeisnelheden in het buitenland

Er is weinig bekend van verwildeerde populaties. De Duitse populatie wordt voor 2005 op 50-61 broedparen en 170-210 individuen geschat. De voornaamste kernen bevinden zich in Wiesbaden (2002: 49 paar/160-180 ind.) en Keulen (1993: 11 paar). Nabij de Zoo van Keulen breidt de soort zich uit (Bauer & Woog 2008). Voorts werden een of meerdere kleine kernen van minder dan 10 broedparen waargenomen in Oostenrijk (Bauer & Berthold 1996 in Weiserbs 2008b). In Frankrijk werden verspreide waarnemingen bekend, maar zijn geen broedgevallen vastgesteld (Le Maréchal & Lesaffre 2000 in Weiserbs 2008b). In Groot-Brittannië ontwikkelde zich een kleine populatie van een twaalfstal paren te Fazackerley (Merseyside). Deze werden in 1998 afgeschoten; toch werd daar in 1999 nog een paar gezien (Butler 2005). De eerste waarnemingen van de Grote Alexanderparkiet in Brussel dateren uit 1998, toen verschillende individuen werden opgemerkt tussen de Halsbandparkieten op de slaappleats van Evere. De eerste broedgevallen (6 paar) werden vastgesteld in 1999. In 2000 zijn 20-30 individuen geteld. Weiserbs (2008b) denkt dat de aantallen in 2008 groter zijn dan de 35-40 broedparen die in de periode 2000-2004 geschat werden.

##### Groeisnelheden in Nederland

De informatie hierover blijft beperkt tot twee slaappleatsstellingen in 2004 (22 ex.) en 2010 (89), wat een toename aangeeft. Dit suggereert dat de soort bij ons broedt of dat er groepjes worden uitgezet dan wel ontsnappen. De toename tussen 2004 en 2010 komt overeen met een groeisnelheid van 29% per jaar.

##### Modelmatige verkenning

Dit was niet uitvoerbaar vanwege het gebrek aan informatie over het voorkomen als broedvogel en *life-history traits*.

##### Conclusies

Het lijkt erop dat de Grote Alexanderparkiet vooralsnog minder gemakkelijk verwildeerde populaties vormt dan de Halsbandparkiet, maar de aantallen suggereren wel enige populatiegroei. Nadere informatie over het voorkomen van de soort als broedvogel en kennis over de *life-history* van de soort is gewenst.

## 4.4 Impact

Hoe omvangrijk is de schade die Halsbandparkiet, Monniksparkiet en Grote Alexanderparkiet in het huidige verspreidingsgebied toebrengen en welke schade valt in Nederland te verwachten? Dat is de vraag die hieronder centraal staat. Er wordt onderscheid gemaakt in ecologische, economische en sociale schade, naast volksgezondheidsrisico's. Ecologische schade kan onder andere inhouden de reductie van inheemse (bedreigde) soorten, reductie van soorten die van groot belang zijn in bepaalde ecosystemen en veranderingen in de structuur, stabiliteit en processen van een ecosysteem. Met economische schade wordt de waardevermindering van goederen bedoeld. Sociale schade verwijst naar de negatieve gevolgen voor de manier waarop mensen leven. Hierbij moet gedacht worden aan schade aan de natuurbeleving, recreatieve waarden en overlast.

Onder volksgezondheidsrisico's valt bijvoorbeeld de overdracht van ziekten. Er wordt met name ingegaan op de schade die wordt toegebracht in de gebieden waar de Halsbandparkiet, Monniksparkiet en Grote Alexanderparkiet, net als in Nederland, uitheems zijn.

### 4.4.1. Ecologische schade

#### *Halsbandparkiet*

##### VOEDSELCONCURRENTIE

Er is uit de literatuur enkel anekdotische informatie omtrent mogelijke voedselconcurrentie van Halsbandparkiet met inheemse soorten; systematisch of experimenteel onderzoek ontbreekt. Braun (2004) kon bij observaties bij een kersenboom geen concurrentie om voedsel met andere soorten waarnemen, in die zin dat Halsbandparkieten andere soorten verdreven. Lever (2005) meldt dat de soort op uitgelegd wintervoer zou concurreren met andere soorten. Dit wordt bevestigd door Weiserbs (2008), die systematische dominantie van een Halsbandparkiet over een Grote Bonte Specht op een Belgische voederplaats vermeldt. Het gaat echter om een enkel geval, en dezelfde auteur houdt voedselconcurrentie in Brussel voor onwaarschijnlijk, gezien de omvang van het voeren door het publiek. Deze uitspraak is evenwel niet gebaseerd op onderzoek.

##### NESTCONCURRENTIE VOGELS

Omdat de Halsbandparkiet boomholtes gebruikt die gemaakt zijn door inheemse soorten, zou nestplaatsconcurrentie met inheemse holenbroeders kunnen optreden. Los van incidentele meldingen (conflict met Grote Bonte Specht; Keijl 2001) bestaat er alleen de studie van Pieterse & Tamis (2005). Zij geven voor Nederland een overzicht van meldingen

van nestconcurrentie tussen 1987-2003: Grote Bonte Specht (2-5), Spreeuw (2), Ringmus (2), Groene Specht (1), Koolmees (1), Boomklever (1) en Kauw (1). Bij vergelijking van aantalsontwikkelingen in gebieden waar Halsbandparkieten voorkomen met en zonder Grote Bonte Specht en Kauw, werden geen aanwijzingen gevonden voor afname van deze soorten. Deze studie vond echter plaats in een situatie waarin de aantallen Halsbandparkieten nog relatief klein waren (paragraaf 3.3.1).

In België is concurrentie met inheemse soorten om nestplaatsen uitgebreider bestudeerd. In een experiment werden nestgaten die als broedplaats werden gebruikt door Halsbandparkieten dichtgemaakt. In dit gebied en in een controlegebied werden de aantallen broedparen van de Halsbandparkiet en de Boomklever voor en na het dichtmaken van de nestgaten vergeleken. In tegenstelling tot de Halsbandparkiet bleken de aantallen broedparen van de Boomklever te zijn afgenomen, dit was niet het geval in de controlesituatie (Strubbe & Matthysen 2009c). Strubbe *et al.* (2009) onderzochten correlatieve verbanden tussen de dichtheden van de Halsbandparkiet en die van holenbroeders, en de gevolgen daarvan voor de aantallen voor Noord-België. Hiervoor gebruikten ze punttellingen 2004-2006 uit het Brussel en omgeving, in combinatie met vlakdekkende data uit de Vlaamse Broedvogelatlas. Hieruit bleek een negatief lineair verband tussen de dichtheden van Halsbandparkiet en Boomklever. Een dergelijk verband was er niet met het voorkomen van Groene Specht, Grote Bonte Specht en Spreeuw. In dezelfde studie is modelmatig doorgerekend wat de gevolgen kunnen zijn voor de aantallen Boomklevers in Vlaanderen. Er zou in noordelijk België plaats zijn voor 22.000 paar Halsbandparkieten. In een gematigd scenario zou dan 11% van de Boomklevers verdwijnen en in een *worst case* scenario 33%. Vermoedelijk is de Halsbandparkiet dominant over de Boomklever. Bovendien broedt hij vroeger en bezet dus eerder de nestgaten (Strubbe & Matthysen 2009c). Het is wel zo dat de Halsbandparkiet gebonden is aan kleine bosjes en randen, terwijl de Boomklever ook in grotere boscomplexen voorkomt. Verder heeft de Halsbandparkiet een voorkeur voor open bos en de Boomklever voor besloten bos. De overlap in habitat is daarmee naar verwachting maar gedeeltelijk. Bij analyse van de aantalsontwikkeling van de Halsbandparkiet en andere holenbroeders op basis van punttellingen in de periode 1992-2005 in België ontbrak een relatie tussen Halsbandparkiet en Boomklever (Weiserbs 2008 & 2010). Butler (2003) vond in zijn studie in Zuid-Engeland geen aanwijzingen voor competitie met andere soorten, maar sloot dit voor de toekomst bij hogere dichtheden niet uit; in sommige regio's zou het nestaanbod limiterend kunnen zijn. Hij dacht vooral aan concurrentie met de Groene Specht,

omdat Halsbandparkieten vooral nestgaten van deze soort gebruiken in zijn studiegebied.

Hoewel de verrichte studies dus verschillende uitkomsten laten zien, is het niet uitgesloten dat er in Nederland een zekere mate van concurrentie om nestplaatsen met andere holenbroeders kan (gaan) optreden. Dit zou dan met name worden verwacht met secundaire holenbroeders die dezelfde typen gaten bezetten, zoals Boomklever en Spreeuw. Of dit echt gaat optreden, en de mate waarin, zal afhankelijk zijn van de dichtheden van zowel Halsbandparkieten als beschikbare nestplaatsen. In een natuurlijk bos bedraagt de dichtheid aan nestholten 40 holen/ha, maar in beheerd bos 6-7. Hier kan het aantal gaten eerder beperkend zijn (Strubbe & Matthysen 2007). Voorts zullen ook de soorteigenschappen mede bepalen of een soort gevoelig is voor nestplaatsconcurrentie met de Halsbandparkiet. Te denken valt aan de dominantie, broedperiode, de capaciteit om zelf gaten te maken, de grootte van de nestingang en de (breedte van de) habitatkeuze. De studie waarin concurrentie om nestplaatsen het meest aannemelijk wordt gemaakt, laat zien dat het niet waarschijnlijk is dat Halsbandparkieten inheemse holenbroeders in hoge mate of zelfs volledig zullen verdringen (Strubbe *et al.* 2009).

In Nederland ligt de kern van de verspreiding van de Boomklever op de zandgronden. Overlap met de huidige kern van Halsbandparkieten bestaat er in de binnenduinrand en in stedelijk gebied in de Randstad. Daar komt de Boomklever echter in relatief lage dichtheden voor (SOVON 2002). Als de Halsbandparkiet verder opruikt en alle beschikbare habitat bezet wordt (paragraaf 4.2.1), betekent dit dat ook in stedelijk gebied binnen de bosrijke kerngebieden van de Boomklever overlap gaat ontstaan. Gezien de binding van de Halsbandparkiet aan stedelijk gebied is het echter onwaarschijnlijk dat er overlap in de verspreiding gaat optreden in de grote bosgebieden buiten de steden.

#### VERSTORING BOOMHOLTES BEWONENDE VLEERMUIZEN

Mogelijk kunnen vleermuissoorten die gebonden zijn aan boomholtes schade ondervinden van de Halsbandparkiet, zoals Watervleermuis (*Myotis daubentonii*), Vale vleermuis (*Myotis bechsteini*) en Rosse Vleermuis (*Nyctalus noctula*). Deze soorten kiezen holten met een kleine opening (Weiserbs 2008 en 2010). Deze kunnen door Halsbandparkieten groter worden gemaakt en van binnen gladder. Vermoed wordt dat ze hierdoor onbruikbaar worden voor vleermuizen, omdat ze minder geschikt zijn om in te hangen en omdat de kans op predatie door de grotere opening groter zou worden en er wellicht ook een ander microklimaat in het hol ontstaat. Voorts zouden Halsbandparkieten in de late winter, wanneer hun broedseizoen begint, overwinterende vleermuizen kunnen verstoren. Volgens Haarsma &

van der Graaf (*in prep.*) zou er in landgoederen aan de binnenduinrand in Nederland, waar vleermuizen overwinteren en Halsbandparkieten broeden, een tekort aan holen en verstoring van vleermuizen kunnen optreden. Boombewonende vleermuizen hier zijn: Rosse vleermuis, Watervleermuis, Gewone grootovleermuis (*Plecotus auritus*) en de Ruige dwergvleermuis (*Pipistrellus nathusii*). Nader onderzoek naar de mogelijke gevolgen voor vleermuizen is wenselijk.

#### Monniksparkiet

Op <http://www.nonnativespecies.org> staat vermeld dat Monniksparkieten in de Verenigde Staten inheemse vogelsoorten zouden doden, en dat het aannemelijk is dat ze voedselconcurrenten zijn voor inheemse soorten. De onderbouwing die hiervoor wordt gegeven is - dat ze op voerplaatsen zouden domineren over inheemse soorten - is nogal mager. Concrete onderzoeksresultaten worden niet genoemd.

In de oorspronkelijke broedgebieden in Zuid-Amerika worden soms nesten van andere soorten omgebouwd, zoals bijvoorbeeld Bruine Cachalotes (*Pseudoseisura lophotes*). Niet gemeld wordt of dit een noemenswaardige impact heeft op deze soort. Andersom gebruiken Amerikaanse Torenvalken (*Falco sparverius*) en Chileense Talingen (*Anas flavirostris*) soms nesten van Monniksparkieten (Eberhard 1998). Dit is ook bekend van Witstuitvalken (*Spizapteryx circumcincta*), Witte Monjitas (*Xolmis irupero*), Roodoksel Koevogels (*Molothrus rufoaxillaris*), Bruine Koevogels (*Agelaioidis badius*), Kerkuil (*Tyto alba*) en Stadsduif (*Columba livia*) (Nores 2009, Weiserbs & Jacob 1999). Jabiroe (*Jabiru mycteria*), Chimango Caracara (*Milvago chimango*) en fluiteenden (*Dendrocygna spec.*) bouwen zelf nesten op de grote bouwsels van Monniksparkieten (Forshaw 1977). De gemeenschappelijke nesten bieden wellicht ook bij ons sommige andere soorten nestmogelijkheden. Dit is in België vastgesteld voor de Houtduif (Weiserbs & Jacob 2008a).

Uit de introductiegebieden is geen onderzoek naar de mogelijke invloed op de inheemse fauna bekend.

#### Grote Alexanderparkiet

Van deze soort zijn geen specifieke gevallen bekend van een negatief effect op andere soorten. Competitie om nestholten met grotere holenbroeders als Holenduif, Bosuil en Kauw is theoretisch mogelijk (de soort bezet grotere holen dan de Halsbandparkiet; Weiserbs *et al.* [2002] in Weiserbs [2008b]). Dit zou ook kunnen gelden voor vleermuizen die gebonden zijn aan boomholten. In tegenstelling tot de Halsbandparkiet komt de Grote Alexanderparkiet in zijn natuurlijke verspreidingsgebied ook voor in dichte bossen. Op grond hiervan vermoedt



Weiserbs (2008b en 2010) dat in België ook grotere bosgebieden kunnen worden gekoloniseerd. Hierdoor is potentieel een grotere overlap met de verspreiding van andere holbewonende dieren mogelijk. In hoeverre werkelijk competitie optreedt of zal optreden bij een toekomstige groei, is onder meer afhankelijk van de beschikbaarheid van grote holten en dus het beheer van bossen en parken.

#### 4.4.2. Economische schade

##### *Halsbandparkiet*

###### SCHADE AAN LANDBOUWGEWASSEN

Butler (2003) geeft een overzicht van de waargenomen schade in de oorspronkelijke leefgebieden. Er is soms sprake van aanzienlijke schade aan landbouwgewassen, vooral koolzaad, citrusvruchten, zonnebloemen, maïs en andere granen en ook koffie. De Halsbandparkiet zou van alle vogels de grootste schadesoort zijn voor de landbouw in India. In één studie wordt gemeld dat de maïsopbrengst met 81% was gereduceerd ten gevolge van schade door Halsbandparkieten. De kropinhoud van nestjongen in India bestond primair uit peulvruchten, granen en olierijke zaden. Dit kwam overeen met die van volwassen vogels.

Bij verwilderde populaties zijn tot op heden geen meldingen bekend van dergelijke grootschalige schade. Schade aan gewassen is uit Duitsland alleen bekend op lokaal niveau in het stedelijk gebied. Braun (2004) noemt een geval van schade aan een 0,8 ha grote appelboomgaard. Hier was maximaal 10-15% van de appels van het hoogste deel van de bomen (1/3 van top) aangevreten. Appels in lagere delen werden in veel mindere mate aangevreten. Verder meldt dezelfde auteur dat jonge, nog niet rijpe walnoten groen van de boom werden gegeten/aangepikt. Deze waren daarna niet meer geschikt voor consumptie. In België zijn enkele klachten binnengekomen over schade aan fruitbomen. In Londen en omgeving zou de fruitteelt, met name appels, peren en druiven, in toenemende mate te lijden hebben van Halsbandparkieten (<http://www.nonnativespecies.org>, Butler 2005). Naar aanleiding van een nieuwsbericht werd bekend dat in Engeland schade aan een wijngaard in Painshill Park (Surrey) is gemeld, wat een reductie van de wijnproductie van 3000 naar 500 flessen tot gevolg had (Butler 2005).

Landbouwschade door de Halsbandparkiet (en andere papegaaiaachtigen) wordt in Nederland niet uitbetaald en daarom niet systematisch geregistreerd door het Faunafonds (H. Engberink, Faunafonds, pers. med.). Wel worden bij het Faunafonds meldingen van incidentele schade verzameld, echter een schademelding door Halsbandparkieten is nooit gemeld. Het lijkt daarmee waarschijnlijk dat

landbouwschade, met name fruitschade, momenteel een incidenteel karakter heeft. Eventuele schade zal vooral optreden in fruitgaarden in of nabij stedelijk gebied. De gebieden met veel fruitteelt in de Betuwe, Zeeland, West-Friesland en Flevoland liggen buiten de huidige verspreiding van de Halsbandparkiet. Wat hogere kansen op eventuele schade hebben de fruitteeltgebieden nabij het recent door Halsbandparkieten gekoloniseerde Utrecht en ten zuiden van Rotterdam. (paragraaf 3.5.1).

###### SCHADE AAN PLUIMVEE-INDUSTRIE

De Halsbandparkiet zou een mogelijke vector kunnen zijn voor *Newcastle Disease*, een ziekte die schadelijke gevolgen kan hebben voor de pluimvee-industrie (Butler 2003). Tot aan de studie van Butler (2003) waren er echter geen gevallen van besmette Halsbandparkieten bekend.

Het is in Nederland verplicht om bedrijfsmatig gehouden pluimvee te vaccineren. Papegaaiaachtigen schijnen zeer gevoelig te zijn voor het virus; ze worden er zelf ziek van. Minder gevoelige soorten, zoals eenden en ganzen, zouden een belangrijker rol kunnen spelen bij de verspreiding van de ziekte (R. Slaterus, pers. med.).

###### SCHADE AAN SIERGEWASSEN

Niet landbouwgerelateerde gewasschade, zoals aan siergewassen, is niet bekend. Zelfs uit de gebieden in de regio Brussel met de hoogste dichtheden aan Halsbandparkieten ontbreken zulke meldingen. Evenmin kon schade worden vastgesteld buiten de slaapplaatsen. Mogelijk heeft dit te maken met het feit dat de soort in belangrijke mate bijgevoerd wordt. In België is bij sommige slaapbomen vastgesteld dat ze deels ontbladerd zijn. Mogelijk kan dit de vitaliteit van de bomen aantasten (Weiserbs 2008).

###### SCHADE AAN GEBOUWEN

Braun (2004, 2009) gaf aan dat Halsbandparkieten in Heidelberg (Duitsland) in toenemende mate nestgaten maken in dakgevels van huizen die geïsoleerd zijn met styropor. De eerste melding dateerde van 2000 en in 2003 bleek al 50% van de broedende parkieten hiervoor te kiezen. Schade kon vervolgens beperkt worden door het aanbieden van nestkasten. Ook spechten, hakkend op de gevels, vormden onderdeel van het probleem en waren wellicht zelfs de primaire schadeveroorzakers. Wel bestond er een vermoeden dat de Halsbandparkieten een aantal gaten verder hadden uitgeknaagd. De kans op spechtschade zal het grootst zijn in gevels nabij grote bomen (Braun 2004). In Nederland is hierover weinig bekend. De soort zou in Amsterdam wel eens in kieren of gaten van gebouwen broeden (R.M.V. Jonker, pers. med.).



## Monniksparkiet

### SCHADE AAN LANDBOUW

In zijn oorspronkelijke verspreidingsgebied (met name Argentinië en Uruguay) brengt de Monniksparkiet belangrijke schade toe aan de teelt van maïs, *sorghum* (gierst) en andere graangewassen, en ook fruit als perziken, peren en citrusvruchten (del Hoyo *et al.* 1997, <http://www.nonnativespecies.org>). In Argentinië zou de schade in de jaren zeventig zijn opgelopen tot bijna 1 miljard dollar per jaar, met 2-15% schade aan maïs en zonnebloemen (Davis 1974).

Op <http://www.nonnativespecies.org> wordt vermeld dat de Monniksparkiet een schadesoort voor de landbouw aan het worden is in Florida, New Jersey, New York, Ohio and Californië. Echter, volgens Avery *et al.* (2007) is er in de Verenigde Staten geen sprake van grootschalige schade aan landbouwgewassen, met uitzondering van lokale schade aan met name tropische vruchten in Zuid-Florida.

In Spanje heeft de soort zich sterk uitgebreid in de regio Barcelona en zich onder meer gevestigd in een landbouwgebied in Baix Llobregat. Hier werd schade geconstateerd aan fruitbomen, maïs en tomaten. Naar schatting werden in 2001 door Monniksparkieten 71.000-136.000 tomaten beschadigd, overeenkomend met een schadebedrag toentertijd van 7800 euro (Senar & Domènech 2001 in: Conroy & Senar 2009).

In België ontbreekt de soort in landbouwgebieden (Weiserbs 2008a). Landbouwschade door de Monniksparkiet (en andere papegaaiachtigen) wordt in Nederland niet uitbetaald en daarom niet systematisch geregistreerd door het Faunafonds (H. Engberink, Faunafonds, pers. med.). Ook is er nog nooit een incidentele melding van schade door Monniksparkieten ontvangen (incidentele meldingen worden wel bijgehouden). Er is een waarneming bekend van foeragerende vogels op een pompoenveld nabij Ouddorp, maar het is onbekend of hier sprake was van schade aan het gewas. In Ouddorp is enige schade aan fruitbomen vastgesteld (aangevreten knoppen en vruchten) (K. Tanis, pers. med.).

Gezien de huidige populatieomvang, en de aanname dat een grote uitbreiding in Nederland niet aannemelijk lijkt, is toekomstige grootschalige schade aan landbouw in Nederland onwaarschijnlijk. Lokale schade zou mogelijk kunnen optreden wanneer zich populaties nabij fruitteeltgebieden weten te vestigen.

### SCHADE AAN SIERGEWASSEN

Weiserbs (2008a) veronderstelt dat schade door foerageren of nestbouw (snoei van takjes) aan vegetatie beperkt is. In New Jersey werden knoppen, bloemen en vruchten van Amerikaanse

iepen (*Ulmus americanus*) vanaf de top tot 1 meter eronder verwijderd door Monniksparkieten. Ook was er schade aan wilgen (*Salix spec.*) (Shields *et al.* 1974 in Lever [2005]). De aanwezigheid van grote nesten in een boom zou de kans op omwaaien kunnen vergroten (Weiserbs 2008a).

### ECONOMISCHE SCHADE TEN GEVOLGE VAN NESTBOUW

Nesten die gebouwd worden in elektriciteitspalen kunnen kortsluiting, elektriciteitsstoringen en brand veroorzaken, naast schade aan de masten zelf. Voor Florida werd de schade van stroomuitval geschat op 585.000 Amerikaanse dollars voor het jaar 2001 (570 per geval) (Avery *et al.* 2002). Dergelijke schade is nog niet vastgesteld in Brussel, maar hier is wel vastgesteld dat nesten werden gebouwd in verlichtingspalen van sportterreinen (Weiserbs 2008a). Voorzover bekend zijn in Nederland nog geen gevallen van nestbouw in elektriciteitsmasten vastgesteld. Met de huidige kleine populatieomvang in het achterhoofd en gezien de onwaarschijnlijkheid van een grote uitbreiding in Nederland, is het niet aannemelijk dat bij ons omvangrijke schade aan elektriciteitsmasten en -netwerken zal gaan optreden.

## Grote Alexanderparkiet

### SCHADE AAN LANDBOUW

Economische schade aan landbouwgewassen, met name graangewassen en fruit, is vastgesteld in het oorspronkelijke verspreidingsgebied, waar de soort als een plaag wordt beschouwd omdat tot 70% van het voedsel uit landbouwgewassen bestaat (Juniper & Parr 1998, Weiserbs 2008b; del Hoyo *et al.* 1997). In België is dit niet vastgesteld en ook onlogisch, aangezien landbouwgebieden in zijn huidige verspreidingsareaal ontbreken (Weiserbs 2008b). Gezien de kleine populatieomvang en het voorkomen in stedelijk gebied, is landbouwschade in Nederland niet aannemelijk.

### SCHADE AAN SIERGEWASSEN

Hierover zijn in België geen schademeldingen bekend. De verwachting aldaar is dat schade bij een verdere populatiegroei binnen aanvaardbare grenzen blijft in vergelijking met de Halsbandparkiet (Weiserbs 2008b).

## 4.4.3. Sociale schade

### Halsbandparkiet

Slaapplaatsen kunnen geluidsoverlast veroorzaken, met name tijdens de twee uren voor zonsondergang en, iets minder intens, vlak na zonsopkomst. Uit Den Haag zijn meldingen van geluidsoverlast bekend (R. Lensink, pers. med.). Uitwerpselen zorgen voor serieuze vervuiling onder grote slaapplaatsen

(Weiserbs 2008). Hoewel de schelle roep van de vogels wel als storend wordt ervaren door sommige mensen, in het bijzonder in de zomermaanden wanneer ze al 's ochtends vroeg luidruchtig zijn (Braun 2004), zijn Halsbandparkieten en andere papegaaiaachtigen bij veel stadsbewoners geliefd. Dit blijkt onder andere uit het vele bijvoeren en de weerstand tegen bestrijdingsacties (Weiserbs 2008). In Heidelberg werden Halsbandparkieten door 75% van de bevolking als positief ervaren, tegenover 11% als negatief (Wegener 2004 in Braun 2004).

#### *Monniksparkiet*

Uit de boom vallende nesten kunnen soms tot overlast of gevaarlijke situaties leiden, indien ze bijvoorbeeld op wegen vallen (Weiserbs 2008a).

#### *Grote Alexanderparkiet*

Zie bij Halsbandparkiet.

#### **4.4.4. Volksgezondheidsrisico's**

Besmette papegaaiaachtigen kunnen psittacose (papegaaizenziekte) overdragen op mensen. 'Papegaaizenziekte' wordt veroorzaakt door een bacterie, *Chlamydophila psittaci*. Vrijwel alle soorten wilde en tamme vogels kunnen deze bacterie bij zich dragen. In tegenstelling tot wat de naam doet vermoeden, behoort slechts ongeveer de helft van de vogels die deze ziekte verspreiden tot de papegaaiaachtigen. Ze zijn echter wel typische reservoirdieren. Ze kunnen jarenlang drager zijn van *Chlamydophila psittaci* (M. Langeraar, RIVM, pers. med., Overgaauw *et al.* 1999). Mensen lopen het meeste risico zich te besmetten wanneer zij intensief contact met vogels hebben, zoals vogelkwekers, personeel van dierenwinkels en pluimveehouders. Bij een deel van de besmette patiënten ontbrak overigens vogelcontact (M. Langeraar, RIVM, pers. med.). Uit België is slechts één geval bekend van besmetting via een - illegaal ingevoerde - papegaaiaachtige (Weiserbs 2008).

Jaarlijks worden in Nederland ongeveer 30 gevallen van psittacose bij mensen gemeld ([www.rivm.nl](http://www.rivm.nl)). Er wordt aangenomen dat dit een onderschatting is en dat het werkelijke aantal patiënten ruim 300 per jaar zal zijn (M. Langeraar, RIVM, pers. med.). In het najaar van 2007 vond een uitbraak van psittacose plaats onder tenminste 16 bezoekers van een vogelshow in Weurt bij Nijmegen. Patiënten zijn goed te behandelen met antibiotica, mits de diagnose tijdig gesteld wordt.

*C. psittaci* is wijd verspreid onder vogels, maar precieze, recente gegevens over de situatie in Nederland ontbreken, net als die over de verspreiding van deze bacterie onder de in het wild in Nederland levende papegaaiaachtigen. De daadwerkelijke

risico's op overbrenging van de papegaaizenziekte op mensen door in het wild levende papegaaiaachtigen in Nederland zijn onbekend (M. Langeraar, RIVM, pers. med.).

Over de rol die wilde vogels spelen bij de geografische verspreiding van aviaire influenza-virussen bestaat nog volop discussie (Feare 2007, Gauthier-Clerc, 2007, Sie *et al.* 2009). Weber & Stilianokis (2007) verschaften informatie over de werking van het immuunsysteem van vogels en de negatieve gevolgen van infecties op inspanningen zoals trekbewegingen. Ze concludeerden dat verspreiding van het hoogpathogene aviaire influenza (HPAI) virustype H5N1 over korte afstanden door wilde vogels mogelijk is, maar dat verspreiding over lange afstanden onwaarschijnlijk is. In een recente studie werd echter wel een verband gevonden in de verspreiding in tijd en ruimte tussen H5N1-uitbraken en vogeltrek; daaruit werd geconcludeerd dat wilde vogels een belangrijke rol zouden kunnen spelen bij de verspreiding van H5N1 over zowel korte als lange afstanden (Si *et al.* 2009). Watervogels worden algemeen beschouwd als een belangrijk natuurlijk reservoir voor influenza A virussen (Fouchier *et al.* 2003, Hanson *et al.* 2003, Wallensten *et al.* 2007). Een aantal soorten is daarbij als risicosoort geïdentificeerd. Monitoringprogramma's die wereldwijd in toenemende mate worden uitgevoerd hebben inmiddels het voorkomen van AI-virussen aangetoond bij meer dan 100 vogelsoorten, behorend tot 26 families. Het betreft overwegend watervogels (bijv. Olsen *et al.* (2006) en Munster *et al.* (2007) Van parkieten wordt aangenomen dat deze geen hoog risico vertegenwoordigen. Tal van aspecten van AI zijn echter tot op heden nog onvoldoende bekend.

#### **4.4.5. Risico's van voeren**

Voederen door het publiek kan bij alle drie de soorten tot overlast leiden (Weiserbs 2008). Gedacht kan worden aan zaken als:

- Hinder door de aanwezigheid van grote concentraties parkieten (lawaaï en vuil);
- Toename van doorsommige mensen ongewenste opportunistische soorten zoals insecten, ratten en Stadsduif;
- Eutrofiëring van ecosystemen en risico op botulisme in vijvers.

#### **4.4.6. Conclusies**

##### *Halsbandparkiet*

Ecologische schade zou kunnen optreden in de vorm van nestconcurrentie met holenbroeders en boomholtes bewonende vleermuizen. In een Belgische studie werd in een experimentele situatie concurrentie met de Boomklever aangetoond.

Tevens bleek er een correlatief verband tussen dichtheden van Halsbandparkieten en die van Boomklevers. In andere studies kon echter geen verband tussen dichtheden van Halsbandparkieten en holenbroeders (waaronder Boomklever) worden aangetoond. Het eventueel optreden van effecten is vermoedelijk afhankelijk van de dichtheden en de beschikbaarheid van nestholten. Gezien de habitatvoorkeur van de Halsbandparkiet is het de verwachting dat eventuele effecten alleen zullen voorkomen in bosgebieden in stedelijk gebied. Volgens het risicomodel van ISEIA (zie bijlage 2), wat zich richt op de impact op biodiversiteit en ecosysteemfuncties, valt de Halsbandparkiet in de categorie ‘niet schadelijk voor milieu’.

Landbouwschade door de papegaaiaachtigen wordt in Nederland niet uitbetaald en daarom niet systematisch geregistreerd door het Faunafonds. Meldingen van incidentele schade worden wel verzameld, maar zijn niet bekend. Het lijkt daarmee waarschijnlijk dat eventuele landbouwschade, met name in de fruitsector, een incidenteel karakter heeft. Ook in de omliggende landen lijkt het vooral te gaan om incidenten, en dan speciaal in fruitgaarden in of nabij stedelijk gebied. De omvang van landbouwschade is mogelijk beperkt omdat Halsbandparkiet nu vrijwel uitsluitend in stedelijk gebied voorkomt. Bij verdere uitbreiding van het verspreidingsgebied in ons land is het niet uitgesloten dat ook fruitteeltgebieden bereikt worden. Wat dat betreft is het interessant de ontwikkelingen in de recente uitbreidingsgebieden in Utrecht en het zuiden van Zuid-Holland goed te volgen. Schade aan dakgevels is een probleem in sommige Duitse steden. In Nederland zijn geen meldingen van gevelschade door papegaaiaachtigen bekend.

Er zijn geen gegevens over de verspreiding van de bacterie die de papegaaienziekte veroorzaakt onder de in het wild in Nederland levende papegaaiaachtigen. De daadwerkelijke risico's op overbrenging van de papegaaienziekte op mensen door in het wild levende papegaaiaachtigen in Nederland zijn onbekend. Met betrekking tot Aviaire Influenza (AI) wordt aangenomen dat parkieten geen hoog risico vertegenwoordigen voor de verspreiding van virussen.

#### *Monniksparkiet*

Los van ongedocumenteerde en deels tegenstrijdige meldingen uit de Verenigde Staten van voedselconcurrentie en agressief gedrag tegen inheemse soorten, is er geen onderzoek naar de effecten op de inheemse fauna bekend. Volgens het risicomodel van ISEIA (zie bijlage 2), wat zich richt op de impact op biodiversiteit en ecosysteemfuncties, valt de Monniksparkiet in de categorie ‘niet schadelijk voor milieu’.

Het lijkt waarschijnlijk dat eventuele landbouwschade, met name in de fruitsector, een

incidenteel karakter heeft. In subtropische streken waar de soort sterk is toegenomen, zoals Spanje en Florida, is zulke schade wel degelijk bekend. De kans dat dit op den duur voor Nederland gaat spelen, wordt niet erg groot geacht.

Met name in de Verenigde Staten vormen nesten in elektriciteitspalen een probleem voor de stroomvoorziening. Ook kunnen zware over de weg hangende nesten een gevaar vormen voor mensen. Zulke meldingen ontbreken uit Nederland en de omliggende landen, en substantiële toekomstige schade is, met de huidige populatieomvang en populatieverwachting niet waarschijnlijk.

Wat de kans op verspreiding van papegaaienziekte (psittacose) en Aviaire Influenza virussen betreft, wordt verwezen naar de Halsbandparkiet.

#### *Grote Alexanderparkiet*

Er zijn in Nederland en uit omliggende landen geen schadegevallen bekend. Niet vreemd, want de aantallen zijn nog klein. Mocht de soort substantieel gaan toenemen, dan gelden waarschijnlijk dezelfde risico's als voor de Halsbandparkiet, met nuanceverschillen. De soort zou dan een nestplaatsconcurrent kunnen worden voor de wat grotere holenbroeders. Indien de soort, net als in zijn oorspronkelijke verspreidingsgebied, dichte bossen zou gaan koloniseren, zou de overlap in verspreiding met andere holenbroeders groter kunnen worden dan in het geval van de Halsbandparkiet. Volgens het risicomodel van ISEIA (zie bijlage 2), wat zich richt op de impact op biodiversiteit en ecosysteemfuncties valt de Grote Alexanderparkiet in de categorie ‘niet schadelijk voor milieu’.

Wat de kans op verspreiding van papegaaienziekte (psittacose) en Aviaire Influenza virussen betreft, wordt verwezen naar de Halsbandparkiet.

Voor alle parkietensoorten geldt dat er wel informatie bestaat over schadegevallen, maar het ontbreekt nog aan een gedegen studie naar de schadelijkheid van de soorten. Dat maakt het momenteel niet mogelijk om de werkelijke omvang van met name economische schade in het huidige verspreidingsgebied te kwantificeren. Ook het voorspellen van de Nederlandse situatie wordt hierdoor omgeven door onzekerheden. Volgens het risicomodel van Bomford (2003, zie bijlage 3) vallen zowel de Halsbandparkiet, Monniksparkiet als Grote Alexanderparkiet in de categorie ‘extreme dreiging’. Dit is vooral het resultaat van het vermogen van de soorten om zich buiten hun natuurlijke verspreidingsgebied te vestigen. Het gaat echter om een model dat ontwikkeld is voor de situatie in Australië, waar veel landbouwschade optreedt door inheemse en uitheemse papegaaiaachtigen. Het is aanbevelingswaardig om nader te onderzoeken in hoeverre dit model toepasbaar is voor de Nederlandse situatie.

## 5. Risico-management

Onder risico-management wordt verstaan het beheren van de ongewilde, negatieve gevolgen van een gebeurtenis, in dit geval van de vestiging van de Halsbandparkiet, Monniksparkiet en Grote Alexanderparkiet in Nederland. Daarbij kan onderscheid worden gemaakt in drie typen beheersmaatregelen, namelijk maatregelen ter preventie, ter eliminatie en ter beheer.

### 5.1. Preventie

*Welke mogelijkheden zijn er om nieuwe introducties van Halsbandparkiet, Monniksparkiet en Grote Alexanderparkiet te voorkomen?*

Voor alle drie de soorten geldt dat de introductie het gevolg is van al dan niet bewuste vrijlating van vogels door mensen. Gesuggereerd wordt dat vooral uit het wild afkomstige vogels zich kunnen vestigen, omdat in gevangenschap opgegroeide vogels deze eigenschappen verloren zouden hebben (Carrete & Tella 2008 in Strubbe & Matthijsen 2009a). Het uitbannen van de handel in wilde vogels en een handhaving van het verbod op uitzetten van vogels door de dierenhandel zou nieuwe introducties kunnen doen voorkomen. De EU heeft besloten tot een permanent verbod in de handel van wilde vogels (Strubbe & Matthysen 2009a). Voor de Monniksparkiet geldt in sommige delen van de VS zelfs dat het verboden is om de soort te houden (Burger & Gochfeld 2009).

Een ban op de handel in wilde vogels, of een verbod op het houden van de drie soorten papegaaiachtigen, zal echter niet automatisch kunnen resulteren in de preventie van nieuwe vestigingen, gezien de reeds aanwezige, aanzienlijke aantallen van de drie soorten bij particulieren dan wel handelaren en de mogelijkheid dat illegale import blijft bestaan. Los daarvan is het de vraag in hoeverre handhaving van preventiemaatregelen in de praktijk mogelijk is. Verder is het voor de Halsbandparkiet aannemelijk dat de gevestigde populaties zich vanuit het huidige verspreidingsgebied verder blijven uitbreiden. Voor Grote Alexanderparkiet en Monniksparkiet ontbreken hiervoor aanwijzingen (hoofdstuk 4).

### 5.2. Eliminatie

*Welke mogelijkheden zijn er om de reeds in Nederland aanwezige Halsbandparkiet, Monniksparkiet en Grote Alexanderparkiet desgewenst te verwijderen?*

In meerdere landen waar de genoemde papegaaiachtigen tot schade hebben geleid, worden ze beschouwd als soorten die bestreden moeten

worden. Er zijn diverse pogingen gedaan om de soorten (lokaal) te elimineren en hiervoor worden verschillende methoden beschreven.

#### 5.2.3. Wegvangen

Bashir (1979) heeft speciaal voor Halsbandparkieten de 'Parotrap' ontwikkeld: een val met lokvoer en lokvogels, die geschikt is om kleine aantallen vogels levend te vangen. Deze val is vermoedelijk ongeschikt om ook grotere aantallen weg te vangen. Weiserbs (2008) noemt de mogelijkheid van het vangen van grote aantallen op de slaappleats met opgestelde netconstructies, klapnetten of kanonnetten, zoals toegepast bij onder andere spreuwen, troepialen en kraaiachtigen.

Avery *et al.* (2002) probeerden zonder succes Monniksparkieten weg te vangen met de Parotrap (Bashir 1979). Tillman *et al.* (2004) deden een vergelijkbaar experiment met twee typen vangkooien met lokvogels en/of lokvoer, maar deze werkten evenmin. Tevens ontwierpen ze een netconstructie die 's nachts over de nestopening werd gehangen, dit leverde een gemiddeld vangpercentage van 51% op. Dit, in combinatie met verwijderen van het nest, leidde inderdaad tot reductie van de populatie maar ook tot nieuwe nestbouw in elektriciteitspalen, een ongewenste situatie.

Wegvangen van Monniksparkieten zou volgens Weiserbs (2008a) het beste kunnen plaatsvinden bij de nesten, door deze met een heftoestel te omsluiten met een groot net en dat vervolgens met een velcrosluiting aan de onderkant dicht te maken.

Vanaf 2007 is het aantal Monniksparkieten nabij Ouwehands Dierenpark in Rhenen afgenomen, mede door terugvangen door medewerkers van het dierenpark (R.R Smits, pers. med.). Het is onbekend op welke wijze dit gebeurde.

#### 5.2.4. Vergiftiging en afschot

In Argentinië en Uruguay vond bestrijding van Monniksparkieten plaats door boeren via afschot en vergiftiging, door met in vet of spray opgelost carbofuraan of endrin bij de nestopening te smeren of te spuiten. Dit zijn bestrijdingsmiddelen die dodelijk zijn. Toediening ervan kan resulteren in vergiftiging van andere soorten die de nesten bezetten en van soorten die van de karkassen eten (Bruggers *et al.* 1998).

Het toepassen van afschot lijkt bij grote aantallen papegaaiachtigen niet te werken en is bovendien in stedelijke omgeving ongewenst (Weiserbs 2008). In Nederland doken verwilderde Monniksparkieten voor het eerst op in 1971 bij Bergen op Zoom, waar ze later wegens vermeende schade aan fruitbomen

werden afgeschoten (Lensink 1996b).

### 5.2.5. Sterilisatie

Een ander mogelijkheid voor het op langere termijn reduceren van de populatie gaat uit van het ingrijpen in de reproductie. Toediening van de reproductieremmer Diazacon (eerder gebruikt bij Stadsduiven) in voer (zonnebloempitten) leidde bij een veldexperiment in Zuid-Florida tot 68,4% afname van het broedsucces van Monniksparkieten (Avery *et al.* 2007). In een experiment met Monniksparkieten in een volière bleken de eieren na toediening van het middel niet uit te komen (Yoder *et al.* 2007). Ook voor de Halsbandparkiet is experimenteel aangetoond dat het aandeel vruchtbare eieren wordt gereduceerd door toediening van Diazacon via water in een buitenvolière (respectievelijk 54,2% en 66,5% in het eerste en tweede legsel; Lambert *et al.* 2010). Vervolgonderzoek is nodig naar de mogelijkheden om dit middel in te zetten als populatieregulerende methode. Een van de aandachtspunten daarbij moet zijn het risico dat andere soorten lopen door opname van het bewerkte voedsel of door predatie van de aan het middel blootgestelde parkieten.

Chirurgische sterilisatie, eveneens een (theoretische) mogelijkheid, is veel arbeidsintensiever. Volgens Weiserbs (2008) zou een dierenarts maximaal 100 dieren per dag kunnen opereren. Hiervoor moeten ze uiteraard eerst gevangen kunnen worden, wat niet bepaald eenvoudig is (5.2.3).

### 5.2.6. Evaluatie

Er zijn slechts weinig voorbeelden bekend die het mogelijk maken om de effectiviteit van eliminatiecampagnes te beoordelen. In de Verenigde Staten bleek een campagne tegen Monniksparkieten (wegvangen bij nesten) aan het begin van de jaren zeventig niet te werken doordat niet alle nesten opgespoord werden. Dit was o.a. een gevolg van aversie jegens de campagne onder vogelliefhebbers, die de lokaties van de nesten geheim hielden (Burger & Gochfeld 2009).

Voor gevestigde grote populaties zal totale eliminatie alleen mogelijk zijn indien er een buitengewoon grote inspanning wordt geleverd. Pruett-Jones *et al.* (2007) veronderstellen dat het jaarlijks wegvangen van 20% van de volwassen Monniksparkieten en vernietigen van 50% van de nesten in de VS zou resulteren in een krimp van de populatie met 80%, met een kans van 54% dat de soort hier binnen 10 jaar zou zijn verdwenen. Een dergelijke actie, ook nog eens jarenlang volgehouden, is echter onrealistisch. Butler (2003) veronderstelt dat het voor de, enige duizenden exemplaren tellende, Zuid-Engelse populatie Halsbandparkieten nodig zou zijn om jaarlijks *c.* 30% weg te vangen, als het doel is om verdere toename te voorkomen.

Volgens een model opgesteld door Conroy & Senar (2009) voor de situatie in Barcelona zou ingrijpen in de overleving van Monniksparkieten effectiever zijn dan ingrepen in het broedsucces. Rekening houdende met te verwachten maatschappelijke weerstand veronderstellen ze dat wegvangen in steden en wegvangen of afschieten in agrarisch gebied gedurende de zomer-winter het effectiefst zou zijn.

In algemene zin wordt verondersteld dat maatregelen gericht op eliminatie praktisch en qua kosten alleen uitvoerbaar zijn bij populaties die nog klein zijn. Ook dan moet er rekening mee worden gehouden dat het lastig zal zijn om alle vogels te elimineren. Voor de Nederlandse context betekent dit dat het vrijwel ondoenlijk is om de huidige populatie Halsbandparkieten desgewenst volledig te kunnen elimineren. De Grote Alexanderparkiet is vele malen minder talrijk, maar leeft vaak gemengd met Halsbandparkieten, wat eliminatie van deze soort lastig maakt. Mochten maatregelen tegen Halsbandparkiet en Grote Alexanderparkiet overwogen worden, dan zou dit in internationaal verband met onze buurlanden moeten worden gedaan, omdat anders herkolonisatie vanuit omliggende landen (paragraaf 4.3.1) mogelijk blijft.

De verspreiding van de Monniksparkiet is, vergeleken met de Halsbandparkiet, nog relatief beperkt. Bovendien leeft deze soort gescheiden van de beide andere parkieten. Dit maakt het gemakkelijker om (een groot deel van) de populatie desgewenst te verwijderen, zoals ook op lokale schaal is gebleken (voorbeeld Ouwehand).

Zoals genoemd in paragraaf 4.4.3 kunnen de papegaaiaachtigen bij veel mensen op sympathie rekenen en het is aannemelijk dat eliminatiemaatregelen op grote maatschappelijke weerstand zullen stuiten, zeker als het om het doden van de dieren zou gaan. Hieraan zou tegemoet kunnen worden gekomen door de dieren te vangen en ze te laten plaatsen in volières, bijvoorbeeld in dierenparken. Het is duidelijk dat deze optie voor grote aantallen vogels (zoals het geval is bij de Halsbandparkiet in Nederland) onrealistisch is.

## 5.3. Beheer

Los van de vraag over de noodzaak en de haalbaarheid ervan vraagt eliminatie zeker in het geval van Halsbandparkiet om zeer ingrijpende maatregelen. Dit roept de volgende vraag op: Welke mogelijkheden zijn er om de huidige populaties van Halsbandparkiet, Monniksparkiet en Grote Alexanderparkiet te beheren, zodanig dat verdere verspreiding en schade minimaal zijn?

### 5.3.1. Maatregelen gericht op populatiecontrole

Methoden beschreven in paragraaf 5.2 kunnen ook worden gebruikt om populatiegroottes en verspreiding te beheersen en/of de overlast schade te mitigeren of te compenseren. Daarnaast zijn maatregelen denkbaar gericht op het voedselaanbod.

De berekeningen betrekking hebbend op Florida (Pruett-Jones *et al.* 2007) en Zuid-Engeland (Butler 2003) (paragraaf 5.2.6) laten zien dat een grote inspanning nodig is om populaties te kunnen indammen. Deze moet bovendien periodiek herhaald worden. Voor Florida werd daarom een geïntegreerde aanpak op lokaal niveau, met nestverwijdering en populatiereductie door wegvangen of chemische sterilisatie aanbevolen.

Het zou overwogen kunnen worden om het bijvoeren op voederplaatsen te stoppen of te reguleren. Hierdoor zou de voedselbeschikbaarheid kunnen afnemen, waardoor populaties zouden kunnen afnemen. Weiserbs (2008a) veronderstelt zelfs dat het volledig stopzetten van bijvoeren bij de Monniksparkiet zou kunnen leiden tot het uitsterven van de populatie. Een totaal verbod op bijvoeren is praktisch echter niet of moeilijk uitvoerbaar, alleen al omdat het tot grote weerstand bij het publiek zal leiden. Wellicht zou het voederen gereguleerd kunnen worden, bijvoorbeeld door het aantal locaties te beperken, en door toe te zien op kwantiteit en type voer (geen brood dat een groot scala aan opportunistische soorten aantrekt) (Weiserbs *et al.* 2008). Het risico bestaat overigens dat de vogels, bij plotselinge stopzetting van bijvoeren, ander voedsel gaan zoeken, waardoor de economische en ecologische schade groter kan worden (toenemende voedselconcurrentie met inheemse soorten?).

### 5.3.2. Beperking schade en overlast

#### *Ecologische schade*

Mogelijk kan bij Halsbandparkiet en Grote Alexanderparkiet competitie optreden om hollen met andere soorten hollenbroedende vogels en vleermuizen (paragraaf 4.4.1). De kans hierop lijkt groter naarmate het aantal nestholten kleiner is en de dichtheden van de Halsbandparkiet en Grote Alexanderparkiet groter. Ter compensatie zou het beheer in broedgebieden van deze soorten gericht moeten zijn op handhaving van oude bomen met nestholten. Verder zouden nestkasten kunnen worden geplaatst (Weiserbs 2008).

#### *Schade aan gewassen*

Om gewassen te beschermen tegen schade door papegaaiaachtigen, is een groot aantal afschrikmechanismen beschikbaar, waaronder het plaatsen van netten, besproeien met chemicaliën, gebruik van reflectoren of gaskanonnen en afdraaien van afschrikwekkende geluiden. In Pakistan zijn

verschillende afschrikmechanismen uitgeprobeerd om voedselzoekende Halsbandparkieten te verjagen. Het meest efficiënt bleek het gebruik van reflecterende slierten en het afdraaien van alarmroepen (Strubbe 2009).

De *Firefly Bakenkaart* is één van de laatste ontwikkelingen in de technologie van afweermiddelen. De kaart is oorspronkelijk ontwikkeld om te voorkomen dat vogels zich doodvliegen tegen hoogspanningslijnen. Hij is echter ook toepasbaar voor diverse andere doelen, zoals ter voorkoming van aanvaringen met windmolens, het tegengaan van nestelen op gebouwen en ter voorkoming van schade aan fruitgewassen. Voor deze toepassingen is de *Firefly* slechts op beperkte schaal getest. Uit een verkennende veldproef in de Betuwe is gebleken dat de *Firefly* een redelijk tot zeer sterk verminderend effect heeft op de hoeveelheid schade die door zangvogels aan Conference peren wordt aangebracht (van den Bremer *et al.* 2009). Het is onbekend of eenzelfde effect op parkietensoorten mag worden verwacht.

Bovengenoemde methoden zijn relatief goedkoop. Bomford & Sinclair (2002) geven een overzicht van studies naar de impact van vogelschade in Australië, met name Brilvogels, Lorikeets en andere papegaaiaachtigen. Waar het plaatsen van netten over boomgaarden haalbaar is, lijkt dit de beste oplossing te zijn ter voorkoming van vogelschade. Er wordt daarnaast geopperd om methodes van habitatmodificatie (inrichtingsmaatregelen) toe te passen om het nuttigen van landbouwgewassen structureel onaantrekkelijk te maken, of dat van alternatieve voedselbronnen aantrekkelijker te maken. Hierbij komen uiteraard kosten kijken, zoals het aanleggen van alternatieve voedselbronnen.

#### *Schade aan infrastructuur*

##### HALSBANDPARKIET

Door het ophangen van nestkasten zou schade aan dakgevels wellicht beperkt kunnen worden. Verder zouden kleine gaten verzegeld moeten worden, voordat ze door Halsbandparkieten groter zouden kunnen worden gemaakt (Braun 2004).

##### MONNIKSPARKIETEN

Nesten op locaties waar ze schade kunnen veroorzaken, zoals boven wegen, moeten worden weggehaald. Echter, nesten kunnen snel worden herbouwd. In Florida en New Jersey, waar nesten van elektriciteitsmasten werden weggehaald, werd vaak binnen één dag begonnen met de herbouw, zelfs als de verwijdering herhaald werd en geschikte nestbomen in de buurt beschikbaar waren. (Avery *et al.* 2002, Burger & Goch 2009). Op locaties waar nestbouw ongewenst is zou de draagtak kunnen worden verwijderd.

Avery *et al.* (2002) experimenteerden met een aantal methodes om Monniksparkieten weg te krijgen bij elektriciteitsmasten en -palen. Het plaatsen van een opgezette Monniksparkiet bleek niet te werken en het plaatsen van een opgezette uil hooguit tijdelijk. Hoewel sommige Monniksparkieten tijdelijk verjaagd werden als ze werden beschenen met een laserstraal, werkte dit niet voor andere vogels en bleken de aantallen in de nesten uiteindelijk niet gereduceerd. Vangpogingen met lokkooien mislukten eveneens. Het aanbrengen van metalen pinnen onder een hoek van 45 graden op palen, bedoeld om ze ongeschikt te maken voor nestbouw, werkte averechts. Mogelijk werkt het aanbrengen van houtblokken, waardoor de plek structureel ongeschikt wordt, beter. Een oplossing om kortsluiting te voorkomen is het aanbieden van plaatsen op de palen met aantrekkelijke constructies om nestelen, maar zonder risico op kortsluiting.

Avery *et al.* (2002) dragen verder de optie aan om te onderzoeken of de nestplaatskeuze gestuurd wordt door habitatvariabelen, zodat hiermee rekening gehouden zou kunnen worden.

#### 5.4. Conclusies

Er bestaan, althans in theorie, verschillende mogelijkheden ter preventie, eliminatie en beheer van Halsbandparkiet, Monniksparkiet en Grote Alexanderparkiet.

Nieuwe introducties zouden kunnen worden teruggedrongen door handhaving van het verbod op het uitzetten of loslaten van vogels. Een verdergaande maatregel is een verbod op handel in vogels of het houden ervan. Gezien de grote populariteit van deze soorten is het de vraag in hoeverre een dergelijk verbod nagevolgd zal worden. Daarnaast is het aannemelijk dat in ieder geval de Halsbandparkiet zich al voornamelijk secundair verspreidt vanuit de bestaande populaties.

De effectiviteit en haalbaarheid van eliminatiecampagnes is afhankelijk van de populatiegrootte en de vangbaarheid van de vogels. De populatieomvang van de Halsbandparkiet is inmiddels erg groot en dat maakt een totale eliminatie of het indammen van de populatie (bijvoorbeeld door gerichte vangacties op slaapplekken) zeer ingrijpend. De kans is bovendien groot dat niet alle vogels verwijderd zullen worden. Verder kan herkolonisatie uit omliggende landen plaatsvinden. De veel kleinere populatie Grote Alexanderparkieten is, door zijn vermenging met Halsbandparkieten, evenmin goed aan te pakken. De verspreiding van Monniksparkieten is beperkt tot enkele locaties en het betreft kleine aantallen. Dat maakt het verwijderen, bijvoorbeeld door wegvangen, van

(een groot deel van) de populatie naar verwachting gemakkelijker.

Ingrijpen in de reproductie, bijvoorbeeld door chemische sterilisatie met Diazacon via de voedselopname, zou op langere termijn kunnen werken. Dergelijke middelen zijn nog niet getest in de praktijk en hebben mogelijk ongewenste effecten op andere soorten.

Grootschalig ingrijpen in de voedselbeschikbaarheid zou op termijn kunnen leiden tot een lagere overleving en kleinere aantallen. Het is evenwel lastig om het bijvoeren grootschalig te stoppen en te reguleren, al zou overwogen kunnen worden om het aantal voerplaatsen te beperken, waarbij tevens de mogelijkheid bestaat om toezicht te houden op het verstrekte voedsel.

Er zijn diverse opties om ecologische schade en economische schade te mitigeren, maar de effectiviteit ervan zal zich in veel gevallen in de praktijk moeten bewijzen.

Zeker in het geval van grote populaties dient gekozen te worden voor een aanpak op maat waarbij op schadelocaties wordt gekeken wat de beste oplossing is. Dat kan bijvoorbeeld een set van verschillende maatregelen het meest effectief zijn qua resultaat en kosten.



## 6. Conclusies en aanbevelingen

### 6.1. Conclusies

Hieronder worden per onderzoeksvraag per soort de belangrijkste conclusies nogmaals opgesomd.

#### 6.1.1. Halsbandparkiet

##### RISICO-ASSESSMENT

*Wat zijn de mogelijke introductiewijzen voor de binnenkomst van de Halsbandparkiet in Nederland?*

Ontsnappingsen uit volièrres en in mindere mate opzettelijke vrijlatingen moeten als meest waarschijnlijke introductiewijze worden beschouwd. Afgaande op het feit dat de Halsbandparkiet nog altijd in grote aantallen bij liefhebbers wordt aangetroffen, moet het risico op verdergaande introductie door ontsnapping als groot worden beschouwd. Het is niet duidelijk in hoeverre volièrevogels een lagere overlevingskans hebben vergeleken met uit het wild gevangen vogels, al duiden buitenlandse gegevens erop dat 'wilde' vogels de beste kansen hebben. Import van in het wild gevangen vogels is in de EU verboden.

*Hoe waarschijnlijk is het dat de Halsbandparkiet zich permanent vestigt in Nederland en wat zijn de meest risicovolle gebieden?*

De soort heeft zich reeds gevestigd in Nederland en kent inmiddels een populatie van c. 10.000 vogels. Het zwaartepunt van de verspreiding ligt in de Randstad. De soort is sterk gebonden aan stedelijk gebied. Een modellering is uitgevoerd om de toekomstige verspreiding in Nederland in beeld te brengen, rekening houdend met habitatvariabelen. Het meest conservatieve model wijst op een beperkte uitbreiding, met een hoge trefkans in de grote steden. Bij het meest progressieve model raken ook kleinere steden bezet.

*Hoe zal de huidige populatie van de Halsbandparkiet zich in de toekomst ontwikkelen?*

In de loop van 35 jaar heeft de Halsbandparkiet zich duurzaam in Nederland gevestigd mogelijk mede als gevolg van het bijvoeren door particulieren. In deze tijdspanne is het aantal toegenomen van enkele paren tot naar schatting >3.000 paren. De vier afzonderlijke vestigingskernen hebben zich uitgebreid en zijn samengesmolten tot een min of meer aaneengesloten verspreidingsgebied dat een groot deel van de Randstad omvat. Dit proces van toename en uitbreiding zal zich naar verwachting in de komende jaren (decennia) voortzetten. Op basis van deze uitbreiding kan de Halsbandparkiet een invasieve exoot genoemd worden.

Als het verspreidingsgebied ruimer wordt, zal

ook het aantal vogels verder toenemen. Hoge groeisnelheden zullen vooral in nieuw gekoloniseerd gebied worden bereikt. In gebieden waar de soort al lang gevestigd is, ligt de toename lager, of blijft deze uit door dichtheidsafhankelijke processen. In de komende tijd (decennia) zijn groeisnelheden tussen 10 en 30% per jaar reëel. Dit betekent dat een broedpopulatie van 10.000-20.000 paar in 2020 een reële verwachting is. De soort zal dan in het westen en midden van het land in (vrijwel) alle steden en dorpen aanwezig zijn.

*Hoe omvangrijk is de schade die de Halsbandparkiet in zijn huidige verspreidingsgebied toebrengt en welke schade valt in Nederland te verwachten als de Halsbandparkiet zich tot invasieve exoot ontwikkelt?*

Ecologische schade zou kunnen optreden in de vorm van nestconcurrentie met holenbroeders en boomholtes bewonende vleermuizen. In een Belgische studie werd in een experimentele situatie concurrentie met Boomklevers aangetoond. Tevens bleek er een correlatief verband te bestaan tussen dichtheden van Halsbandparkieten en Boomklever, wat op competitie wijst. In andere studies kon echter geen verband tussen dichtheden van Halsbandparkieten en holenbroeders als Boomklever worden aangetoond. Het eventueel optreden van effecten zal vermoedelijk afhankelijk zijn van de dichtheden van de soorten en de beschikbaarheid van geschikte nestgaten.

Substantiële schade aan landbouwgewassen is uit Nederland niet bekend. Ook in omliggende landen betreft het alleen incidenten in fruitgaarden in of nabij stedelijk gebied. Met een verdere populatiegroei van de Halsbandparkiet en uitbreiding van zijn verspreidingsgebied volgens het meest progressieve verspreidingsmodel, zou het aantal schademeldingen kunnen toenemen.

Schade aan dakgevels vormt een probleem in sommige steden in Duitsland. Hoewel ook in Nederland wel eens in gebouwen wordt genesteld, zijn geen meldingen van gevelschade bekend.

Over de verspreiding van de bacterie die psittacose ('papegaaizenziekte') veroorzaakt onder de in het wild in Nederland levende papegaaiaachtigen is weinig bekend. De daadwerkelijke risico's op overbrenging van deze ziekte op mensen door in het wild levende papegaaiaachtigen in Nederland zijn onbekend. Met betrekking tot Aviaire Influenza (AI) wordt aangenomen dat parkieten geen hoog risico vertegenwoordigen voor de verspreiding van virussen. Tal van aspecten van AI zijn tot op heden echter nog onvoldoende bekend.

#### RISICO-MANAGEMENT

*Welke mogelijkheden zijn er om nieuwe introducties van de Halsbandparkiet te voorkomen?*

Nieuwe introducties kunnen theoretisch worden teruggedrongen door een verbod op handel in vogels of het houden ervan. Gezien de grote populariteit van de soort is het de vraag in hoeverre een dergelijk verbod nagevolgd zal worden. Daarnaast verspreidt hij zich al vanuit de bestaande populaties.

*Welke mogelijkheden zijn er om de reeds in Nederland aanwezige Halsbandparkieten te elimineren?*

Methoden om papegaaiaachtigen te elimineren zijn wegvangen, afschot, vergiftigen of chemische sterilisatie. Hiervan lijkt wegvangen (bv op slaapplaatsen) in theorie nog de meest realistische optie. De werking van chemische sterilisatie is tot nu toe niet in veld onderzocht. Toepassing van deze methodes in stedelijk gebied zal op grote maatschappelijke weerstand stuiten, zeker als vogels gedood worden. De effectiviteit en haalbaarheid van eliminatiecampagnes is afhankelijk van de populatiegrootte en de vangbaarheid van de vogels. De populatieomvang van Halsbandparkiet is inmiddels erg groot, wat totale eliminatie zeer ingrijpend zal maken. Er moet bovendien rekening mee worden gehouden dat niet alle vogels gevangen zullen worden en dat herkolonisatie uit omliggende landen kan plaatsvinden.

*Welke mogelijkheden zijn er om de huidige populatie Halsbandparkieten te beheren, zodanig dat verdere verspreiding en schade minimaal zijn?*

Ingrijpen in de voedselbeschikbaarheid door het terugbrengen van bijvoeren, waarvan de soort mogelijk afhankelijk is, zou kunnen leiden tot een lagere overleving en op termijn kleinere aantallen. Overwogen zou kunnen worden om het bijvoeren op voederplaatsen te stoppen of te reguleren, maar dit zal moeilijk uitvoerbaar zijn (denk alleen aan bijvoeren in tuinen van particulieren).

Eliminatie technieken, in theorie toepasbaar om populaties te beheersen, vragen bij grote populaties zoals in het geval van Halsbandparkieten om enorme inspanningen.

Er zijn diverse opties denkbaar om ecologische schade en economische schade te mitigeren maar de effectiviteit ervan zal zich in veel gevallen in de praktijk moeten bewijzen. Een aanpak op maat, waarbij op schadelocaties wordt bekeken wat de beste oplossing is, lijkt het meest effectief te zijn qua resultaat en kosten.

#### 6.1.2. Monniksparkiet

##### RISICO-ASSESSMENT

*Wat zijn de mogelijke introductiewijzen voor de binnenkomst van de Monniksparkiet in Nederland?*

Ontsnappingsen uit volières en opzettelijke

vrijlatingen moeten – mede afgaande op kennis uit het buitenland – als de meest waarschijnlijke introductiewijzen van de Monniksparkiet worden beschouwd. Gezien het feit dat nog steeds door particulieren en vogelparken Monniksparkieten worden gehouden, bestaat er een grote kans dat ook in de toekomst Monniksparkieten via ontsnappingsen of vrijlatingen in de vrije natuur zullen belanden. Hoe groot die kans is, laat zich niet in een getal uitdrukken. Het is niet duidelijk in hoeverre volièrevogels een lagere overlevingskans hebben vergeleken met uit het wild afkomstige vogels. Import van in het wild gevangen vogels is in de EU verboden.

*Hoe waarschijnlijk is het dat de Monniksparkiet zich permanent vestigt in Nederland en wat zijn de meest risicovolle gebieden?*

In Nederland is sprake van lokale en meest tijdelijke vestigingen in kleine tot middelgrote steden en ook dorpen. In ieder geval in sommige gevallen blijft een duidelijke binding met de plaats van ontsnapping bestaan. Er zijn op dit moment geen aanwijzingen dat de soort zich permanent in Nederland vestigt zonder hulp van mensen (bijvoeren!). Gezien de historie tot nu toe in Nederland verdwijnen vestigingen vaak weer na enige tijd. De verspreiding in de toekomst zal dan ook afwijken van die van de Halsbandparkiet, aangezien de Monniksparkiet niet in staat lijkt te zijn alle geschikte habitat te bezetten.

*Hoe zal de huidige populatie van de Monniksparkiet zich in de toekomst ontwikkelen?*

Er zijn op dit moment geen aanwijzingen dat vanuit de huidige populatie uitbreiding plaatsvindt. Populaties houden een sterke band met de ontsnappingslocatie en lijken zelfs na verloop van tijd weer te verdwijnen. Onder de huidige omstandigheden wordt verwacht dat lokale introducties kunnen blijven voorkomen en dat deze populaties door bijvoeren (in ieder geval tijdelijk) in stand kunnen worden gehouden. Een structurele uitbreiding wordt niet verwacht.

*Hoe omvangrijk is de schade die de Monniksparkiet in zijn huidige verspreidingsgebied toebrengt en welke schade valt in Nederland te verwachten als de Monniksparkiet zich tot invasieve exoot ontwikkelt?*

Los van meldingen uit de Verenigde Staten van voedselconcurrentie en agressief gedrag tegen inheemse soorten is er geen onderzoek naar effecten op de inheemse fauna bekend.

In Nederland ontbreken meldingen van schade en ook uit omliggende landen zijn geen meldingen bekend van substantiële landbouwschade. Schade is wel bekend uit subtropische streken waar de soort sterk is toegenomen, zoals Spanje en Florida. Op grond van de huidige situatie wordt een toename in Nederland niet waarschijnlijk geacht, zodat

ook structurele landbouwschade vermoedelijk zal uitblijven.

Met name in de Verenigde Staten vormen nesten in elektriciteitspalen een probleem voor de stroomvoorziening. Ook kunnen zware over de weg hangende nesten een gevaar vormen voor mensen. Zulke problemen zijn met de huidige populatieomvang en toekomstverwachting in ons land niet te verwachten.

Er zijn geen gegevens over de verspreiding van de bacterie die papegaaizenziekte veroorzaakt onder de in het wild in Nederland levende papegaaiaachtigen. De daadwerkelijke risico's op overbrenging van de papegaaizenziekte op mensen door in het wild levende papegaaiaachtigen in Nederland zijn onbekend. Met betrekking tot Aviaire Influenza (AI) wordt aangenomen dat parkieten geen hoog risico vertegenwoordigen voor de verspreiding van virussen. Tal van aspecten van AI zijn tot op heden nog onvoldoende bekend.

#### RISICO-MANAGEMENT

*Welke mogelijkheden zijn er om nieuwe introducties van de Monniksparkiet te voorkomen?*

Nieuwe introducties zouden kunnen worden teruggedrongen door een verbod op handel in vogels of het houden ervan. Het is het de vraag in hoeverre een dergelijk verbod nagevolgd zal worden.

*Welke mogelijkheden zijn er om de reeds in Nederland aanwezige Monniksparkiet te elimineren?*

Elimineren zou kunnen door wegvangen, afschot, vergiften en chemische sterilisatie. Hiervan lijkt wegvangen nog de meest realistische optie. De werking van chemische sterilisatie is tot nu toe niet in het veld onderzocht. Toepassing van deze methodes in stedelijk gebied zal op grote maatschappelijke onrust stuiten, zeker als vogels gedood worden. De effectiviteit en haalbaarheid van eliminatiecampagnes is afhankelijk van de populatiegrootte en de vangbaarheid van de vogels. De verspreiding van Monniksparkieten blijft beperkt tot enkele locaties en betreft kleine aantallen, wat wegvangen van (een groot deel van) de populatie naar verwachting zal vergemakkelijken.

*Welke mogelijkheden zijn er om de huidige populatie Monniksparkieten te beheren, zodanig dat verdere verspreiding en schade minimaal zijn?*

Los van de mogelijkheid om vogels weg te vangen, lijkt de Monniksparkiet sterk afhankelijk te zijn van bijvoeren. Reductie of stoppen met bijvoeren zal vermoedelijk leiden tot een lagere overleving of zelfs het geheel verdwijnen van een populatie. Er zijn diverse opties denkbaar om economische schade te mitigeren maar de effectiviteit ervan zal zich in veel gevallen in de praktijk moeten bewijzen.

### 6.1.3 Grote Alexanderparkiet

#### RISICO-ASSESSMENT

*Wat zijn de mogelijke introductiewijzen voor de binnenkomst van de Grote Alexanderparkiet in Nederland?*

Ontsnappingsen uit volières en opzettelijke vrijlatingen moeten – mede afgaande op kennis uit het buitenland – als meest waarschijnlijke introductiewijzen van de Grote Alexanderparkiet worden beschouwd. Gezien het feit dat de soort nog steeds als kooivogel wordt gehouden, bestaat er een reële kans dat zich in de toekomst opnieuw Grote Alexanderparkieten in ons land zullen vestigen als gevolg van ontsnapping of bewuste vrijlating. Het is niet duidelijk in hoeverre volièrevogels een lagere overlevingskans hebben vergeleken met uit het wild afkomstige vogels. Import van in het wild gevangen vogels is in de EU verboden.

*Hoe waarschijnlijk is het dat de Grote Alexanderparkiet zich permanent vestigt in Nederland en wat zijn de meest risicovolle gebieden?*

Inmiddels lijkt er sprake van een kleine populatie (89 vogels geteld in 2010) met het zwaartepunt in de Randstad. Een vergelijking met de slaaplaatstelling van 2004 (22ex.) suggereert een toename. Tevens zijn vanaf 2006 enkele paren met nestindicerend gedrag waargenomen. Het is niet bekend of de soort ook daadwerkelijk heeft gebroed. Verwilderde populaties hebben een voorkeur voor verstedelijkt gebied. Het is onduidelijk of de soort, net als in zijn oorspronkelijke verspreidingsgebied, ook dichtere bossen kan koloniseren. Ook deze soort is mogelijk afhankelijk van bijvoeren. Indien alle potentieel geschikte habitat bezet zou kunnen worden, zou de verspreiding kunnen lijken op die van Halsbandparkiet. De huidige aantallen in Nederland zijn echter gering.

*Hoe zal de huidige populatie van de Grote Alexanderparkiet zich in de toekomst ontwikkelen?*

Het lijkt er op dat de Grote Alexanderparkiet vooralsnog minder gemakkelijk verwilderde populaties vormt dan de Halsbandparkiet, maar de aantallen suggereren wel enige populatiegroei. Nadere informatie over het voorkomen van de soort als broedvogel en kennis over zijn *life-history* is gewenst.

*Hoe omvangrijk is de schade die de Grote Alexanderparkiet in zijn huidige verspreidingsgebied toebrengt en welke schade valt in Nederland te verwachten als de Grote Alexanderparkiet zich tot invasieve exoot ontwikkelt?*

Er zijn geen schademeldingen bekend uit Nederland bekend, ook niet uit omringende landen. Als de soort toeneemt, zouden dezelfde risico's kunnen gelden als

voor de Halsbandparkiet. Bij nestplaatsconcurrentie zou echter eerder gedacht moeten worden aan interferentie met grotere holenbroeders. Bij bezetting van dichte bossen zou de overlap in verspreiding met andere holenbroeders groter kunnen worden dan bij de meer aan kleine bossen en bosranden gebonden Halsbandparkiet.

Er zijn geen gegevens over de verspreiding van de bacterie die papegaaizenziekte veroorzaakt onder de in het wild in Nederland levende papegaaiaachtigen. De daadwerkelijke risico's op overbrenging van de papegaaizenziekte op mensen door in het wild levende papegaaiaachtigen in Nederland zijn onbekend. Met betrekking tot Aviaire Influenza (AI) wordt aangenomen dat parkieten geen hoog risico vertegenwoordigen voor de verspreiding van virussen. Tal van aspecten van AI zijn tot op heden nog onvoldoende bekend.

#### RISICO-MANAGEMENT

*Welke mogelijkheden zijn er om nieuwe introducties van de Grote Alexanderparkiet te voorkomen?*

Nieuwe introducties zouden kunnen worden teruggedrongen door een verbod op handel in vogels of het houden ervan. Gezien de grote populariteit van de soort is het de vraag in hoeverre een dergelijk verbod nagevolgd zal worden.

*Welke mogelijkheden zijn er om de reeds in Nederland aanwezige Grote Alexanderparkiet te elimineren?*

Wegvangen, afschot, vergiften en chemische sterilisatie behoren tot de mogelijkheden, met wegvangen als meest realistische optie. De werking van chemische sterilisatie is tot nu toe niet in het veld onderzocht. Toepassing van deze methodes in stedelijk gebied zal op grote maatschappelijke onrust stuiten, zeker als vogels gedood worden. De effectiviteit en haalbaarheid van eliminatiecampagnes is afhankelijk van de populatiegrootte en de vangbaarheid van de vogels. De populatieomvang van Grote Alexanderparkiet is nog klein, maar de soort mengt met de veel talrijker Halsbandparkiet, wat eliminatie bemoeilijkt. Er moet rekening mee worden gehouden dat niet alle vogels gevangen zullen worden en dat herkolonisatie uit omliggende landen kan plaatsvinden. In theorie kunnen grote aantallen in korte tijd op slaapplaatsen gevangen worden, maar hier is geen ervaring mee.

*Welke mogelijkheden zijn er om de huidige populatie Grote Alexanderparkieten te beheren, zodanig dat verdere verspreiding en schade minimaal zijn?*

Eliminatie technieken vergen grote inspanningen en liggen maatschappelijk gevoelig. Het reduceren of stoppen met bijvoeren zou kunnen leiden tot een lagere overleving en op termijn kleinere aantallen. Overwogen zou kunnen worden om het bijvoeren op voederplaatsen te reguleren, maar dit zal moeilijk

zijn voor tuinen van particulieren.

Er zijn diverse opties denkbaar om ecologische schade en economische schade te mitigeren maar de effectiviteit ervan zal zich in veel gevallen in de praktijk moeten bewijzen.

## 6.2. Aanbevelingen

### *Kennis ecologie*

Van de drie behandelde soorten is de Grote Alexanderparkiet het minst bekend. Nadere kennis over de *life-history* van de soort in introductiegebieden en in het bijzonder Nederland is gewenst. Verder onderzoek naar de afhankelijkheid van de drie parkietensoorten van bijvoeren is zinvol. Het effect van verminderd bijvoeren op dichtheden, overleving en broedsucces zou gekwantificeerd moeten worden.

### *Kennis voorkomen Nederland*

De broedverspreiding van de Halsbandparkiet in Nederland is niet in voldoende detail bekend. Hetzelfde geldt voor de Grote Alexanderparkiet, waarvan tot op heden alleen nestindicerend gedrag waargenomen is, geen zekere broedgevallen. Het verdient aanbeveling om (steekproefgewijs) de broedlocaties nader in beeld te brengen. Dergelijke informatie kan de basis vormen voor onderzoek naar mogelijke ecologische effecten.

Op basis van losse waarnemingen lijkt met name de Halsbandparkiet ook op te duiken in steden buiten de Randstad (incl. Utrecht), zoals in Zwolle en Maastricht. Van de andere steden is de status van de vogels niet duidelijk. Het verdient aanbeveling om hiernaar nader onderzoek te doen, bijvoorbeeld door eventuele slaapplaatsen te traceren.

### *Kennis ecologische risico's*

De Halsbandparkiet en mogelijk ook Grote Alexanderparkiet zouden met andere soorten vogels en in boomholten huizende vleermuizen kunnen concurreren om nestholtes. Het verdient aanbeveling om dit voor de Nederlandse context te onderzoeken.

### *Kennis economische en sociale risico's*

Landbouwschade wordt voor exoten zoals papegaaiaachtigen in Nederland niet systematisch geregistreerd. Hetzelfde geldt voor meldingen van overlast. Om de mogelijke schade te kunnen duiden is een centraal registratiesysteem zinvol. Om mogelijke landbouwschade beter te kunnen inschatten is een gericht onderzoek bijvoorbeeld door het Faunafonds in samenwerking met de landbouwsector gewenst.

### **Kennis volksgezondheidsrisico's**

Er zijn geen gegevens over de verspreiding van de bacterie *Chlamydophila psittaci* die de papegaaizenziekte (psittacose) veroorzaakt onder de in het wild in Nederland levende papegaaiaachtigen. De daadwerkelijke risico's op overbrenging van de papegaaizenziekte op mensen door in het wild levende papegaaiaachtigen in Nederland zijn onbekend. Onderzoek hiernaar zou hierover duidelijkheid kunnen geven.

### *Risicomodellering*

Het is aanbevelingswaardig om nader te onderzoeken in hoeverre de reeds bestaande risicomodellen toepasbaar zijn op de Nederlandse situatie. Er zou bijvoorbeeld een protocol kunnen worden ontwikkeld waarin wordt aangegeven welk risicomodel wanneer toepasbaar is.

## Literatuur

- EVERY M.L., GREINER E.C., LINDSDAY J.R., NEWMAN J.R. & PRUETT-JONES J.S. 2002. Monk Parakeet management at electric utility facilities in South Florida. Pp 140-145 in: TIMM R.M. & SCHMIDT E.H. (eds.) Proceedings 20<sup>th</sup> Vertebrate Pest Conference. University of California.
- EVERY M.L., YODER C.A. & TILLMAN E.A. 2007. Diazacon inhibits reproduction in invasive Monk Parakeet populations. *The Journal of Wildlife Management* 72(6):1449-1452.
- VAN BAEL S. & PRUETT-JONES S. 1996. Exponential Growth of Monk Parakeets in the United States. *The Wilson Bulletin* 108: 584-588.
- BASHIR E.A. 1979. A new "parotrap" adapted from the MAC trap for capturing life parakeets in the field. *Proc. Bird Control Seminar* 8: 167-171.
- BAUER H.G. & WOOG F. 2008. Nichtheimische Vogelarten (Neozoen) in Deutschland, Teil I: Auftreten, Bestände und Status. *Vogelwarte* 46: 157-194.
- BIJLSMA R.G., HUSTINGS F. & CAMPHUYSEN C.J. 2001. Algemene en schaarse vogels van Nederland (Avifauna van Nederland 2). GMB Uitgeverij/KNNV Uitgeverij, Haarlem/Utrecht.
- BLACKBURN T.M. & DUNCAN R.P. 2001. Determinants of establishment success in introduced birds. *Nature* 414: 195-197.
- BOMFORD M. & SINCLAIR R. 2002. Australian research on bird pests: impact, management and future directions. *Emu* 102: 29-45.
- BOMFORD M. 2003. Risk assessment for the import and keeping of exotic vertebrates in Australia. Bureau of Rural Sciences, Canberra, Australia.
- BRAUN M. 2004. Neozoen in urbanen Habitaten: Ökologie und Nischenexpansion des Halsbandsittichs (*Psittacula krameri* Scopoli 1769) in Heidelberg. Diplomarbeit Marburg/Lahn.
- BRAUN M. 2009. Die Bestandssituation des Halsbandsittichs *Psittacula krameri* in der Rhein-Neckar-Region (Baden-Württemberg, Rheinland-Pfalz, Hessen), 1962-2008 im Kontext der gesamteuropäischen Verbreitung. *Vogelwelt* 130: 77-89.
- VAN DEN BREMER L., DE BOER P. & KLAASSEN O. 2009. Preventie van vogelschade bij fruitbedrijven. Verkennde veldtoets met de FireFly Bird Diverter op bedrijven met Conference peren. SOVON-onderzoeksrapport 2009/14. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- BROWN J.H. 1989. In: Drake J.A., Mooney H.A., di Castri F., Groves R.H., Kruger F.J., Rejmanek M. & Williamson M.W. (eds). *Biological Invasions: A Global Perspective*. John Wiley and Sons, Chichester.
- BRUGGERS R.L., RODRIGUEZ E. & ZACCAGNINI M.E. 1998. Planning for bird pest problem resolution: A case study. *International Biodeterioration + Biodegradation* 42: 173-184.
- BURGER J. & GOCHFELD M. 2009. Exotic monk parakeets (*Myiopsitta monachus*) in New Jersey: nest site selection, rebuilding following removal and their urban wildlife appeal. *Urban Ecosystems* 12: 185-196.
- BUTLER C.J. 2003. Population Biology of the Introduced Rose-ringed Parakeet *Psittacula krameri* in the UK. Thesis, University of Oxford.
- BUTLER C.J. 2005. Feral parrots in the continental United States and United Kingdom: past, present and future. *Journal of Avian Medicine and Surgery* 19(2): 142-149.
- CASWELL H., R. LENSINK & M. NEUBERT. 2003. Demography and dispersal: life table response experiments for invasion speed. *Ecology* 84: 1968-1978.
- CASWELL H. 2001. Matrix population models. Second edition. Sinauer Sunderland, Massachusetts, USA.
- CBS & SOVON 1989. Punt-transect-tellingen van wintervogels 1985/'86. Rapport Centraal Bureau voor de Statistiek & Samenwerkende Organisaties Vogelonderzoek Nederland. Staatsuitgeverij, 's Gravenhage.
- CLERGEAU P., VERGNES A. & DELANQUE R. 2009. La Perruche À Collier *Psittacula krameri* introduite en Île-De-France: distribution et régime alimentaire. *Alauda* 77(2) : 121-132.
- CONROY M.J. & SENAR J. C. 2009. Integration of Demographic Analyses and Decision Modeling in Support of Management of Invasive Monk Parakeets, an Urban and Agricultural Pest. Pp

- 491-510 In: THOMSON D.L. *et al.* (eds.), *Modeling Demographic Processes in Marked Populations*, Environmental and Ecological Statistics 3, Springer Science+Business Media.
- DAVIS A.J., JENKINSON L.S., LAWTON J.H., SHORROCKS B. & WOOD S. 1998. Making mistakes when predicting shifts in species range in response to global warming. *Nature* 391: 783-786.
- DAVIS L.R. 1974. The Monk Parakeet: A potential threat to agriculture. Proceedings of the 6<sup>th</sup> Vertebrate Pest Conference: 253-256.
- DEL HOYO J., ELLIOTT A. & SARGATAL J. eds. 1997. *Handbook of the Birds of the World. Vol. 4. Sandgrouse to Cuckoos*. Lynx Edicions, Barcelona.
- VAN DEN BOSCH F., METZ J.A.J. & DIEKAMN O. 1990. The velocity of spatial population expansion. *J. Math. Biology* 28: 529-565.
- VAN DEN BOSCH F., HENGEVELD R. & METZ J.A.J. 1992. Analyzing the velocity of animal range expansion. *J. Biogeography* 19: 135-150.
- DENNIS B. 2002. Allee effects in stochastic populations. *Oikos* 96: 389-401.
- DOMÈNECH J., CARRILLO J. & SENAR J.C. 2003. Population size of the Monk Parakeet *Myiopsitta monachus* in Catalonia. *Revista Catalana d'Ornitologia* 20:1-9.
- EBERHARD J.R. 1998. Breeding Biology of the Monk Parakeet. *The Wilson Bulletin* 110(4):463-473.
- EHRlich P.R. 1989. Attributes of invaders and the invading process: vertebrates. In: Drake J.A., Mooney H.A., di Castri F., Groves R.H., Kruger F.J., Rejmanek M. & Williamson M.W. (eds). *Biological Invasions: A Global Perspective*. John Wiley and Sons, Chichester.
- FEARE C.J. 2007. The spread of avian influenza. *Ibis* 149: 424-425.
- FORSHAW J.M. 1977. *Parrots of the World*. T.F.H. Publications, Neptune.
- FOUCHIER R.A.M., OLSEN B., BESTEBROER T.M., HERFST S., VAN DER KEMP L., RIMMELZWAAN G.F. & OSTERHAUS A.D.M.E. 2003. Influenza A virus surveillance in wild birds in Northern Europe in 1999 and 2000. *Avian diseases* 47: 857-860.
- GAUTHIER-CLERC M., LEBARBENCHON C. & THOMAS F. 2007. Recent expansion of highly pathogenic avian influenza H5N1: a critical review. *Ibis* 149: 202-214.
- HAARMSMA A. J. & VAN DER GRAAF C. *in prep.* Halsbandparkieten, een bedreiging voor overwinterende rosse vleermuizen?
- HAGEMEIJER E.J.M. & BLAIR M.J. (Editors). 1997. *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*. T & A D Poyser, London.
- HANSON B.A., STALLKNECHT D.E., SWAYNE D.E., LEWIS L.A. & SENNE D.A. 2003. Avian influenza viruses in Minnesota ducks during 1998-2000. *Avian diseases* 47: 867-871.
- HYMAN J. & PRUETT-JONES S. 1995. Natural history of monk parakeet in Hyde Park, Chicago. *Wilson Bulletin* 107(3): 510-517.
- IRIARTE J.A., LOBOS G.A., JAKSIC F.M. 2005. Invasive vertebrate species in Chile and their control and monitoring by governmental agencies. *Revista Chilena de Historia Natural* 78:143-154.
- JONKER R. 2010. Eéén, twee, ... veel parkieten! *De Gierzwaluw* 47(4): 35-36.
- JUNIPER T. & PARR M. 1998. *Parrots A Guide to the Parrots of the World*. Pica Press East Sussex.
- KEIJL G.O. 2001. Halsbandparkieten *Psittacula krameri* in Amsterdam 1976-2000. *Limosa* 79: 29-32.
- KEIJL G.O. 2002. Halsbandparkiet *Psittacula krameri* Pp. 268-269 *in*: SOVON. *Atlas van Nederlandse Broedvogels*. Fauna van Nederland deel 5. Naturalis, Leiden.
- KLAASSEN O. & HUSTINGS F. 2010. Slaapplaatstelling Halsbandparkieten in Nederland januari 2010. SOVON-informatierapport 2010/05. SOVON Vogelonderzoek Nederland Nijmegen.
- KOOIJMANS J.L. 2005. De halsbandparkiet; biologie historie en de eerste landelijke telling. *Gierzwaluw* (42)3: 16-19.
- KREVELD A. 2007. Gekweekt met de vangkooi; verkenning naar illegale praktijken in de handen in wilde Europese vogels in Nederland. Rapport Stroming b.v. in opdracht van Vogelbescherming Nederland.
- LAMBA, B.S. 1966. Nidification of some common Indian birds (10). The Rose-ringed Parakeet, *Psittacula Krameri Scopoli*. Proceedings of the Zoological Society, Calcutta 19: 77-85.



- LAMBERT M.S., MASSEI G., BELL J., BERRY L., HAIGH C. & COWAN D.P. 2009. Reproductive success of rose-ringed parakeets *Psittacula krameri* in a captive UK population. *Pest Management Science* 65: 1215-1218.
- LAMBERT M.S., MASSEI G., YODER C.A. & COWAN D.P. 2010. An Evaluation of Diazacon as a Potential Contraceptive in Non-Native Rose-Ringed Parakeets *Journal of Wildlife Management* 74(3): 573-581
- LANNING D.V. 1991. Distribution and nest sites of the Monk Parakeet in Bolivia. *Wilson Bulletin* 10(3):366-372.
- LENSINK R. 1993. Vogels in het Hart van Gelderland. (Avifauna van Nederland I) KNNV/SOVON, Utrecht
- LENSINK R. 1996a. De opkomst van exoten in de Nederlandse avifauna: verleden, heden en toekomst. *Limosa* 69: 103-130.
- LENSINK R. 1996b. Vreemde vogels in de Nederlandse Avifauna: verleden, heden en wat voor een toekomst. *Het Vogeljaar* 44: 145-164.
- LENSINK R. 1997. Range expansion of raptors in Britain and The Netherlands since the 1960s: testing an individual-based diffusion model. *Journal of Animal Ecology* 66: 811-826.
- LENSINK R. & VERGEER J.W. 2002. Monniksparkiet *Myiopsitta monachus*. Pp. 509 in: SOVON. Atlas van de Nederlandse Broedvogels 1998-2000. Nederlandse Fauna 5. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, KNNV Uitgeverij & European Invertebrate Survey-Nederland, Leiden.
- LEVER C. 2005. Naturalised Birds of the World. T. & A.D. Poyser, Londen.
- MARTIN L.F. 1989. Características del sistema social cooperativo de la cotorra *Myiopsitta monachus*. Ph.D. diss. Univ. Nac. De Córdoba, Argentina.
- MARTÍN L.F. & BUCHER E.H. 1993. Natal dispersal and first breeding age in Monk Parakeets. *The Auk* 110: 930-933.
- MORGAN D.H.W. 1993. Feral Rose-ringed Parakeets in Britain. *British Birds* 86: 561-564.
- MUÑOZ A.R. & REAL R. 2006. Assessing the potential range expansion of the exotic monk parakeet in Spain. *Diversity and Distributions* 12:656-665.
- MUNSTER V.J., BAAS C., LEXMOND P., WALDENSTRÖM J., WALLENSTEN A., FRANSSON T., RIMMELZWAAN G., BEYER W., SCHUTTEN M., OLSEN B., OSTERHAUS A. & FOUCHIER R. 2007. Spatial, temporal and species variation in prevalence of influenza A viruses in wild migratory birds. *PLoS Pathog* 3(5): e61. doi:10.1371/journal.ppat.0030061.
- NEUBERT M. & CASWELL H. 2000. Demography and dispersal: calculation and sensitivity analysis of invasion speed for structured populations. *Ecology* 81: 1613-1628.
- NORES M. 2009. Use of active Monk Parakeet nests by Common Pigeons and response by the host. *The Wilson Journal of Ornithology* 21(4): 812-815.
- OLSEN B., MUNSTER V.J., WALLENSTEN A., WALDENSTRÖM J., OSTERHAUS A.D.M.E. & FOUCHIER R.A.M. 2006. Global patterns of influenza A virus in wild birds. *Science* 312: 384-388.
- OVERGAAUW P.A.M., IDU S.R., ZIMMERMAN C., MULDER L. & MEIS J.F.G.M. 1999 Een zeer ernstig beloop van psittacose in de zwangerschap. *Ned Tijdschr Geneesk.* 143:434
- PANNEKOEK J. & VAN STRIEN A. 2001. TRIM 3 Manual (Trends and Indices for Monitoring data). Research paper 0102. CBS, Voorburg.
- PITHON J.A. & DYTAM C. 2001. Determination of the origin of British feral Rose-ringed Parakeets. *British Birds* 94: 74-79.
- PIETERSE S. & TAMIS W. 2005. Exoten in de Nederlandse avifauna: integratie of concurrentie? *Het Vogeljaar* 53: 3-10.
- PRUETT-JONES S., NEWMAN J.R., NEWMAN C.M., AVERY M.L. & LINDSAY J.R. 2007. Population viability analysis of monk parakeets in the United States and examination of alternative management strategies. *Human-Wildlife Conflicts* 1(1):35-44.
- SCHÄFFER M. & TACOMA G. 2004. Vogels in Apeldoorn: de Monniksparkiet. *Gieteling* 19(1): 5-6.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2005. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, <http://www.R-project.org>.
- SHWARZ A., STRUBBE D., BUTLER C.J., MATTHYSEN E. & KARK S. 2009. The effect of enemy-release and climate conditions on invasive birds: a regional test using the Rose-ringed Parakeet (*Psittacula krameri*) as a case study. *Diversity and Distributions* 15: 310-318.

- SI Y., SKIDMORE A.K., WANG T., DE BOER W.F., DEBBA P., TOXOPEUS A.G., LI L. & PRINS H.H.T. 2009. Spatio-temporal dynamics of global H5N1 outbreaks match bird migration patterns. *Geospatial Health* 4: 65-78.
- SLATERUS R., AARTS B. & VAN DEN BREMER L. 2009. De Huis kraai in Nederland: risicoanalyse en beheer. SOVON-onderzoeksrapport 2009/08. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- SOVON VOGELONDERZOEK NEDERLAND 2002. Atlas van de Nederlandse Broedvogels 1998-2000. Nederlandse Fauna 5. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, KNNV Uitgeverij & European Invertebrate Survey-Nederland, Leiden.
- SPREYER M.F. & BUCHER E.H. 1998. Monk Parakeet *Myiopsitta monachus*. The Birds of North America, No. 322 (A. Poole and F. Gill, eds.), Philadelphia, PA.
- VAN STRIEN A. & PANNEKOEK J. 1999. Missen is gissen. Ontbrekende tellingen in vogelmeetnetten. *Limosa* 72: 49-54.
- STRUBBE D. 2009. Invasive ring-necked parakeets *Psittacula krameri* in Europe: invasion success, habitat selection and impact on native bird species. Proefschrift Universiteit Antwerpen.
- STRUBBE D. & MATHYSEN E. 2007. Invasive Ring-necked Parakeets (*Psittacula krameri*) in Belgium: habitat selection and impact on native birds. *Ecography* 30: 578-588
- STRUBBE D. & MATHYSEN E. 2009. Predicting the potential distribution of invasive ring-necked parakeets *Psittacula krameri* in northern Belgium using an ecological niche modelling approach. *Biological Invasions* 11: 497-513.
- STRUBBE D. & MATHYSEN E. 2009a. Establishment success of invasive ring-necked and monk parakeets in Europe. *Journal of Biogeography* (2009): 1-15.
- STRUBBE D. & MATHYSEN E. 2009b. Habitat use of invasive Ring-necked Parakeets in Belgium as assessed by radio-telemetry in the breeding season. Pp. 140-153. in: STRUBBE D. 2009. Invasive ring-necked parakeets *Psittacula krameri* in Europe: invasion success, habitat selection and impact on native bird species. Proefschrift Universiteit Antwerpen.
- STRUBBE D. & MATHYSEN 2009c. Experimental evidence for nest-site competition between invasive ring-necked parakeets (*Psittacula krameri*) and native nuthatches (*Sitta europaea*). *Biological Conservation* 142: 1588-1594.
- STRUBBE D., MATHYSEN & GRAHAM C. 2009. Assessing the potential impact of invasive species on native biota: the ring-necked parakeet invasion in Belgium. Pp.223-253 in: STRUBBE D. 2009. Invasive ring-necked parakeets *Psittacula krameri* in Europe: invasion success, habitat selection and impact on native bird species. Proefschrift Universiteit Antwerpen.
- SWINCER D.E. 1986. Physical characteristics of sites in relation to invasions. Pp. 67-76 in: Groves R.H. & Burdon J.J. (eds). *Ecology of Biological Invasions: An Australian Perspective*. Australian Academy of Science, Canberra.
- TACOMA G. 2005. Monniksparkieten in Apeldoorn. *Gieteling* 20(4): 15.
- TACOMA G. 2006. Monniksparkiet in Apeldoorn, een aflopende zaak? *Gieteling* 21(4): 7.
- TEIXEIRA R.M. (red.) 1979. Atlas van de Nederlandse broedvogels. Natuurmonumenten, 's-Graveland.
- THUILLER W., LAFOURCADE B., ARAUJO M. 2009a. ModOperating Manual for BIOMOD. Version 1.1-3. <http://r-forge.r-project.org/projects/biomod/>
- THUILLER W., LAFOURCADE B., ENGLER R., & ARAÚJO M.B. 2009b. BIOMOD – A platform for ensemble forecasting of species distributions. *Ecography* 32: 369-373.
- TILLMAN E.A., GENCHI A. C., LINDSAY J.R., NEWMAN J.R. & AVERY M.L. 2004. Evaluation of Trapping to Reduce Monk Parakeet Populations at Electric Utility Facilities. *Proceedings 21<sup>st</sup> Vertebrate Pest Conference*: 126-129.
- VAN TURNHOUT C. 2006. Meetplan M.U.S. (Meetnet Urbane Soorten). SOVON-Onderzoeksrapport 2006/13. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- VERGEER J.W. 2002. Grote Alexanderparkiet *Psittacula eupatria*. Pp. 510, in: SOVON. Atlas van de Nederlandse Broedvogels 1998-2000. Nederlandse Fauna 5. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, KNNV Uitgeverij & European Invertebrate Survey-Nederland, Leiden.
- VISSER H. 2004. Estimation and detection of flexible trends. *Atm. Environment* 38: 4135-4145.
- WALLENSTEN A., MUNSTER V.J., LATORRE-MARGALEF N., BRYTTING M., ELMBERG J., FOUCHIER R.A.M., FRANSSON T., HAEMIG P.D., KARLSSON M., LUNDKVIST

A., OSTERHAUS A.D.M.E., STERVANDER M., WALDENSTRÖM J. & OLSEN B. 2007. Surveillance of influenza A virus in migratory waterfowl in northern Europe. *Emerging Infectious Diseases* 13: 404-411.

WEBER T.P. & STILIANAKIS N.I. 2007. Ecologic immunology of avian influenza (H5N1) in migratory birds. *Emerging Infectious Diseases* [epub voor publicatie]

WEISERBS A. 2008. Opstellen van actieplannen voor probleemsoorten in het Brussels Hoofdstedelijke Gewest: invasieve exotische soorten. Actieplan Halsbandparkiet (*Psittacula krameri*). *Aves*.

WEISERBS A. 2008a. Actieplan Monniksparkiet (*Myiopsitta monachus*). Opstellen van actieplannen voor probleemsoorten in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest: invasieve exotische soorten. *Aves*.

WEISERBS A. 2008b. Actieplan Grote Alexanderparkiet (*Psittacula eupatria*). Opstellen van actieplannen voor probleemsoorten in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest: invasieve exotische soorten. *Aves*.

WEISERBS 2010. Espèces invasives : le cas des Psittacidés en Belgique. Incidences, évaluation des risques et éventail de mesures. *Aves* 47(1) : 21-35.

WEISERBS A. & JACOB J.P. 1999. Etude de la population de Perriche jeune-veuve (*Myiopsitta monachus*) à Bruxelles. *Aves* 36 (4): 207-223.

WILLIAMSON M. 1989. Mathematical models of invasion. In: Drake J.A., Mooney H.A., di Castri F., Groves R.H., Kruger F.J., Rejmanek M. & Williamson M.W. (eds). *Biological Invasions: A Global Perspective*. John Wiley and Sons, Chichester.

WILLIAMSON M. 1997. *Biological invasions. Population and community biology series 15*. Chapman & Hall, London.

YODER C.A., AVERY M.L., KEACHER K.L. & TILLMAN E.A. 2007. Use of DiazaCon™ as a reproductive inhibitor for monk parakeets (*Myiopsitta monachus*). *Wildlife Research* 34: 8–13

## Websites

### *Vogelwaarnemingen en -monitoring*

- Losse waarnemingen  
[www.waarneming.nl](http://www.waarneming.nl)
- Monitoringsprojecten  
PTT-project SOVON: [www.sovon.nl/default.asp?id=58](http://www.sovon.nl/default.asp?id=58)  
Meetnet Slaapplaatsen SOVON: [www.sovon.nl/default.asp?id=436](http://www.sovon.nl/default.asp?id=436)

### *Invasieve Exoten*

[www.nonnativespecies.org](http://www.nonnativespecies.org), bezocht maart 2010

<http://ias.biodiversity.be>, bezocht maart 2010

[www.issg.org](http://www.issg.org), bezocht maart 2010

## Bijlagen

Bijlage 1. Tabel 4.2

Bijlage 2. Risk assessment model ISEIA: score voor Halsbandparkiet, Monniksparkiet en Grote Alexanderparkiet in Nederland

Bijlage 3. Risk assessment model volgens Bomford: score voor Halsbandparkiet, Monniksparkiet en Grote Alexanderparkiet in Nederland

## Bijlage 1. Tabel 4.2

Importantie van variabelen in de verschillende RF-modellen voor verklaren van presentie/absentie van Halsbandparkieten. Modellen zijn uitgevoerd met en zonder de verklarende variabele 'stadoppervlak' en met een selectie van data alleen afkomstig uit de Randstad. In het laatste geval is tevens fysisch-geografische regio niet als variabele meegenomen. De TSS-waardes zijn enigszins vergelijkbaar met een correlatiecoëfficiënt. Waarden groter dan 0.1 zijn vet weergegeven.

Variabele	Broedseizoen			Buiten broedseizoen		
	+	-	-FGR; Randstad	+	-	-FGR; Randstad
	Opp. stad	Opp. stad		Opp. Stad	Opp. stad	
Stadoppervlak	<b>0.675</b>	nvt	nvt	<b>0.721</b>	nvt	nvt
Fysisch-Geografische Regio	0.087	<b>0.777</b>	nvt	0.106	<b>0.485</b>	nvt
Dichtheid Grote Bonte Specht	0.056	<b>0.105</b>	<b>0.145</b>	<b>0.190</b>	0.059	0.045
Dichtheid Boomklever	0.042	0.065	0.040	<b>0.206</b>	0.007	0.007
Bodem=40 (Park en plantsoen)	0.002	0.005	0.014	0.024	0.078	<b>0.194</b>
Afstand tot stadsrand	0.002	0.003	0.009	0.012	0.039	0.083
Woningtype=8 (Herenhuis/ grachtenpand)	0.000	0.001	0.004	0.024	0.024	0.035
Woningtype=1 (Vrijstaand/bungalows)	0.006	0.017	0.010	0.005	0.001	0.003
Aantal huizen	0.004	0.007	0.012	0.004	0.013	0.013
Oppervlakte groen+overig	0.005	0.013	0.017	0.001	0.001	0.003
Oppervlakte bebouwd	0.003	0.005	0.004	0.003	0.006	0.001
Bodem=20 (Woongebied)	0.002	0.003	0.008	0.002	0.008	0.007
Bodem=78 (Overig binnenwater)	0.002	0.002	0.013	0.001	0.009	0.007
Oppervlakte overig	0.002	0.004	0.003	0.003	0.003	0.003
Oppervlakte water	0.003	0.007	0.009	0.000	0.002	0.003
Woningtype=5 (Flats in gebouw (meer dan 4 verdiepingen))	0.002	0.008	0.048	0.000	0.002	0.004
Leeftijd bebouwing=4 (1920-1939)	0.002	0.002	0.004	0.002	0.006	0.006
Bodem=23 (Sociaal-culturele voorziening)	0.001	0.001	0.002	0.004	0.006	0.013
Bodem=41 (Sportterrein)	0.002	0.004	0.007	0.001	0.004	0.015
Leeftijd bebouwing=7 (1970-1979)	0.002	0.004	0.007	0.001	0.003	0.002
Woningtype=6 (Etagewoning- maisonette)	0.002	0.006	0.033	0.000	0.001	0.003
Woningtype=12 (Woonboten)	0.001	0.002	0.003	0.004	0.002	0.003
Bodem=21 (Detailhandel en horeca)	0.002	0.004	0.013	0.002	0.001	0.003
Bodem=34 (Bouwterrein)	0.000	0.000	0.001	0.001	0.008	0.007
Bodem=60 (Bos)	0.001	0.002	0.003	0.003	0.003	0.005
Oppervlakte groen	0.002	0.004	0.004	0.001	0.001	0.002
Leeftijd bebouwing=6 (1960-1969)	0.001	0.002	0.002	0.003	0.002	0.004
Leeftijd bebouwing=9 (1990-1994)	0.003	0.004	0.005	0.000	0.000	0.000
Woningtype=3 (Rijtjeshuizen/ eengezinswoning)	0.001	0.003	0.004	0.001	0.001	0.002
Woningtype=14 (Loopt erg uiteen)	0.001	0.001	0.002	0.003	0.001	0.002
Leeftijd bebouwing=5 (1940-1959)	0.001	0.002	0.004	0.001	0.002	0.003
Bodem=22 (Openbare voorziening)	0.001	0.001	0.001	0.002	0.002	0.001
Bodem=32 (Begraafplaats)	0.001	0.001	0.002	0.002	0.002	0.001
Oppervlakte grijs	0.001	0.002	0.003	0.001	0.001	0.003
Oppervlakte bebouwd+grijs	0.001	0.002	0.003	0.001	0.001	0.002
Woningtype=4 (Flats in gebouw (4 of minder verdiepingen))	0.001	0.003	0.005	0.000	0.001	0.001
Leeftijd bebouwing=3 (1900-1919)	0.001	0.001	0.002	0.001	0.002	0.002
Bodem=43 (Dagrecreatief terrein)	0.001	0.002	0.008	0.001	0.001	0.001
Bodem=51 (Agrarisch gebruik, behalve tuinbouw)	0.001	0.001	0.002	0.002	0.001	0.003

Variabele	Broedseizoen			Buiten broedseizoen		
	+ Opp. stad	- Opp. stad	-FGR; Randstad	+ Opp. Stad	- Opp. stad	-FGR; Randstad
Oppervlakte Flats	0.001	0.003	0.008	0.000	0.000	0.000
Woningtype=0 (Onbekend)	0.000	0.001	0.003	0.001	0.002	0.002
Leeftijd bebouwing=0 (onbekend)	0.001	0.001	0.003	0.001	0.001	0.001
Leeftijd bebouwing=1 (voor 1800)	0.000	0.000	0.000	0.001	0.003	0.001
Leeftijd bebouwing=2 (1800-1899)	0.001	0.001	0.002	0.001	0.001	0.007
Bodem=11 (Hoofdweg)	0.001	0.002	0.003	0.000	0.001	0.001
Bodem=42 (Volkstuin)	0.000	0.001	0.003	0.001	0.002	0.007
Woningtype=2 (Twee onder een kap)	0.001	0.001	0.002	0.000	0.001	0.001
Bodem=10 (Spoorweg)	0.000	0.001	0.002	0.001	0.001	0.001
Bodem=24 (Bedrijfsterrein)	0.001	0.001	0.002	0.000	0.001	0.000
Bodem=35 (Semi-verhard overig terrein)	0.000	0.000	0.000	0.001	0.002	0.003
Oppervlakte telpunt binnen stad	0.001	0.001	0.001	0.000	0.000	0.000
Woningtype=9 (Zelfstandige bejaardenwoning)	0.000	0.000	0.001	0.001	0.001	0.001
Leeftijd bebouwing=8 (1980-89)	0.001	0.001	0.002	0.000	0.000	0.001
Leeftijd bebouwing=12 (loopt uiteen)	0.001	0.001	0.002	0.000	0.000	0.000
Bodem=75 (Water met recreatieve functie)	0.000	0.001	0.001	0.001	0.000	0.001
Woningtype=7, 10, 11, 13	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Leeftijd bebouwing=10, 11(1995- 2000)	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Bodem=12, 30, 31, 33, 44, 50, 61, 62, 70, 71, 72, 73, 74, 76, 77, 80, 81, 82, 83, 90	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001
Oppervlakte fruit	0.000	0.000	0.001	0.000	0.000	0.000
Oppervlakte wintergranen	0.000	0.000	0.001	0.000	0.000	0.000
Oppervlakte zomergranen	0.000	0.000	0.001	0.000	0.000	0.000

## Bijlage 2. Risk assessment model ISEIA: score voor Halsbandparkiet, Monniksparkiet en Grote Alexanderparkiet in Nederland

België heeft een protocol uitgewerkt om het potentiële invasieve karakter van niet-inheemse soorten te kwantificeren, met nadruk op de impact op biodiversiteit en ecosysteemfuncties. Op basis van het 'Invasive Species Environmental Impact Assessment' (ISEIA) protocol worden soorten in drie categorieën ingedeeld. In de zwarte lijst (A) staan soorten die gekenmerkt worden door een belangrijke negatieve milieu-impact die in de wetenschappelijke literatuur goed gedocumenteerd is. De bewakingslijst of grijze lijst (B) bevat soorten die wellicht een negatieve milieu-impact uitoefenen zonder dat dit eenduidig kan worden aangetoond. De overige uitheemse soorten, tot slot, worden beschouwd als niet schadelijk voor het milieu (C). Een dergelijke categorisering kan gebruikt worden om prioriteiten te leggen op vlak van bestrijding. Dit protocol richt zich dus uitsluitend op het vaststellen van risico's op het gebied van het milieu en ecosystemen en niet op risico's voor de mens (gezondheid, landbouw etc.). ISEIA is onderdeel van Harmonia, een informatiesysteem voor niet-inheemse soorten in België, dat is ontwikkeld op initiatief van wetenschappers die het Belgische Forum voor Invasieve soorten vormen (<http://ias.biodiversity.be>).

Volgens dit protocol vallen zowel de Halsbandparkiet, Monniksparkiet en Grote Alexanderparkiet – indien dit protocol wordt gebruikt voor de Nederlandse situatie – in categorie C: niet schadelijk voor het milieu (tabel 1). Hieronder volgt daarvan een uitgebreide toelichting van de methodologie binnen de risk assessment.

### 1. Methodology for environmental hazard assessment (<http://ias.biodiversity.be>)

A simplified hazard assessment methodology referred to as the Invasive Species Environmental Impact Assessment (ISEIA) was developed to classify non-native species into the BFIS list system and to identify those of most concern for preventive and mitigation actions.

This protocol is intended to allocate non-native species within the different hazard categories of the *Harmonia* information system, as an attempt to minimise the use of subjective opinions and to warrant the transparency and the repeatability of the assessment process. The ISEIA protocol consists of four sections matching the last steps of the invasion process, i.e. potential for spread, colonisation of natural habitats and adverse ecological impacts on native species and ecosystems. It has to be noted that this protocol aims to assess environmental risks only and that direct impacts of non-native species on human interests (public health, plant protection, etc.) are not explicitly taken in consideration in the *Harmonia* system, even if adverse ecological impacts frequently induce economic damages in the long term.

Contrary to predictive pest risk assessment protocols mainly based on species' intrinsic attributes for evaluating invasion likelihood, the ISEIA approach favours the use of documented invasion histories in previously invaded areas of Western Europe to assess properly their potential to cause adverse ecological effects on the Belgian territory (non native species are likely to cause significant impacts on native species and ecosystems in Belgium if they already proved to do so in neighbour areas).

The ISEIA protocol allows to allocate species in one of the three following risk categories:

- Category A (black list): includes species with a high environmental risk;
- Category B (watch list): includes species with a moderate environmental risk on the basis of current knowledge;
- Category C: includes other non-native species, that are not considered as a threat for native biodiversity and ecosystems (low environmental risk).

### Scoring system

A three point scale is selected for the assessment as it is felt to provide an adequate balance between

Tabel 1. ISEIA score voor Halsbandparkiet, Monniksparkiet en Grote Alexanderparkiet uitgaande van de Nederlandse situatie.

	Halsbandparkiet	Monniksparkiet	Grote Alexanderparkiet
Dispersion potential or invasiveness	2	2	2
Colonisation of high conservation habitats	1	1	1
Adverse impacts on native species	2	1	1
Alteration of ecosystem functions	2	2	2
<b>Totale score</b>	<b>7</b>	<b>6</b>	<b>6</b>



resolution and simplicity. Providing that information exists and is well documented in literature (low level of uncertainty), the following scores are used as much as possible for the different parameters:

- L = low, score = 1
- M = medium, score = 2
- H = high, score = 3

When the parameter is only poorly documented, leading assessment to be based only on expert judgement and field observations, the scoring system is adapted as follows:

- Unlikely, score = 1
- Likely, score = 2

At last, when nothing can be said about the parameter (no information):

- DD = deficient data, no score

### 1.1 Dispersion potential or invasiveness

This section addresses the potential of an organism (individuals, seeds, propagules, etc.) to spread in the environment by natural means and/or by human assistance, as a function of dispersal mode, reproduction potential and human commensalisms.

The three following situations are recognised:

Low risk. The species doesn't spread in the environment because of poor dispersal capacities and a low reproduction potential. Examples: *Aesculus hippocastanum*, *Zea mays*.

Medium risk. Except when assisted by man, the species doesn't colonise remote places. Natural dispersal rarely exceeds more than 1 km per year. The species can however become locally invasive because of a strong reproduction potential. Examples: *Ameiurus nebulosus*, *Arion lusitanicus*, *Robinia pseudacacia*, *Tamias sibiricus*.

High risk. The species is highly fecund, can easily disperse through active or passive means over distances > 1km/year and initiate new populations. Are to be considered here plant species that take advantage of anemocory (*Senecio inaequidens*), hydrochory (*Ludwigia grandiflora*) and zoochory (*Prunus serotina*), insects like *Harmonia axyridis* and all bird species.

### 1.2 Colonisation of high conservation value habitats

This addresses the potential for an exotic species to colonise habitats with a high conservation value (irrespective of its dispersal capacities), based on habitat preference information from native and invaded areas. This potential is mainly limited by the ability of the new species to establish in habitats with specific abiotic conditions and to outcompete native species that are already present ('biotic resistance').

Habitats with a high conservation value are those where disturbance by man is minimal, thus allowing specific natural communities and threatened native species to occur. Natural forests, dry grasslands, natural rock outcrops, sand dunes, heathlands, peat bogs, marshes, rivers and ponds provided with natural banks and estuaries (see e.g. the list of natural habitats in the Annex 1 of the 92/43/EEC Directive) are considered as habitats with a high conservation value. Parks, orchards, planted forests, fallow lands, road embankments are habitats with an intermediate value. At last, man-made habitats like channels, farmlands or urban areas are classified as sites with a low conservation value.

Scoring system:

Low risk. Populations of the non-native species are restricted to man-made habitats (low conservation value).

Medium risk. Populations of the non-native species are usually confined to habitats with a low or a medium conservation value and may occasionally colonise high conservation value habitats.

High risk. The non-native species often colonises high conservation habitat (i.e. most of the sites of a given habitat are likely to be readily colonised by the species when source populations are present in the vicinity) and makes therefore a potential threat for red-listed species.

### 1.3 Adverse impacts on native species

This section addresses the potential of exotic species to cause species replacement through different mechanisms. Impacts may include (i) predation/herbivory, (ii) interference and exploitation competition (including competition for plant pollinators), (iii) transmission of diseases to native species (parasites, pest organisms or pathogens) and (iv) genetic effects such as hybridisation or introgression with native species. Such interactions may lead to change in native population abundance or in local extinction. They should be documented from invasion histories within Belgium or other regions characterised by similar eco-climatic conditions.

Exotic species that act as generalist predators or those which have native congeners showing similar ecomorphological traits are especially on target. The different types of interactions are considered separately for each non-native species. Their severity is scored as follows.

Low risk. Data from invasion histories suggest that the negative impact on native populations is negligible;

Medium risk. The non-native species is known to cause local changes (<80%) in population

abundance, growth or distribution of one or several native species, especially among common and ruderal species. This effect is usually considered as reversible.

**High risk.** The development of the non-native species often cause local severe (>80%) population declines and the reduction of local species richness. At a regional scale, it can be considered as a factor precipitating (rare) species decline. Those non-native species form long-standing populations and their impacts on native biodiversity are considered as hardly reversible.

Species impact score = maximal score recorded for predation/herbivory, competition, disease and genetic interaction sections.

#### 1.4 Alteration of ecosystems functions

This section addresses the potential of an exotic species to alter native ecosystem processes and structures in ways that significantly decrease native species ability to survive and reproduce. Ecosystem impacts may include (i) modifications of nutrient cycling or resources pools (e.g. eutrophication), (ii) physical modifications of the habitat (changes or hydrologic regimes, increase of water turbidity, light interception, alteration of river banks, destruction of fish nursery areas, etc.), (iii) modifications of natural successions and (iv) disruption of food webs, i.e. a modification of lower trophic levels through herbivory or predation (top-down regulation) leading to ecosystem imbalance.

Scoring system:

**Low risk.** The impact on ecosystem processes and structures is considered as negligible.

**Medium risk.** The impact on ecosystem processes and structures is moderate and considered as easily reversible.

**High risk.** The impact on ecosystem processes and structures is strong and difficult to reverse.

Ecosystem impact score = maximal score recorded for nutrient cycling, physical alteration, natural successions and food web sections.

**Note:** When impact is strongly dependent on the type of ecosystem, one should consider the worst case scenario, with a special focus on vulnerable ecosystems.

#### 1.5 Global environmental risk

Consistent with other risk assessment standards, equal weight is assigned to each of the four sections, i.e. dispersion potential, colonisation of natural habitats, species and ecosystem impacts. The global ISEIA score is the sum of risk rating scores from the four previous sections (global score is between 4 and 12). It is used to allocate species to the different risk categories (see table).

ISEIA score	List category
11-12	A (black list)
9-10	B (watch list)
4-8	C

### Bijlage 3. Risk assessment model volgens Bomford: score voor Halsbandparkiet, Monniksparkiet en Grote Alexanderparkiet in Nederland

Bomford (2003) beschreef een uitgebreid risico-assessmentmodel met betrekking tot exoten in Australië. Het model is ontworpen voor het gebruik door het ‘Vertebrate Pests Committee’ (VPC), om exotische vertebraten soorten in bedreigings categorieën te plaatsen wat vervolgens kan worden gebruikt als de basis voor regels omtrent import en overige maatregelen in Australië. Daarbij komen drie verschillende risico-categorieën naar voren, namelijk (A) risico’s met betrekking tot de veiligheid van mensen, (B) vestigingskans en (C) het risico op plaagvorming. Volgens dit model vertegenwoordigt de Halsbandparkiet – indien dit model gebruikt kan worden voor de Nederlandse situatie – de volgende risico’s: A (0) niet gevaarlijk; B (9) hoge vestigingskans; en C (16) hoog risico van plaagvorming. Daarmee valt de Halsbandparkiet in de VPC-categorie: extreme dreiging. Ook de Monniksparkiet en Grote Alexanderparkiet vallen in de categorie extreme dreiging. Het scoresysteem is echter zo opgezet dat zodra bij risico B (hoge vestigingskans) een score hoger dan 6 wordt waargenomen, de soort automatisch als extreme dreiging wordt gezien. Er zou nader moeten worden verkent in hoeverre het model van Bomford, wat

ontwikkeld is voor Australië, toepasbaar is op de Nederlandse situatie.

Hieronder volgt een uitgebreide toelichting van het model van Bomford en de werking van het scoresysteem.

De ‘Climate match’ die berekend kan worden met CLIMEX is één van de aspecten die bijdragen aan de totale risicoscore. Er is met betrekking tot de toepassing van CLIMEX vooral ervaring opgedaan met planten en niet zozeer met vogels. Voor vragen B1, C6 en C9 is daarom een inschatting gemaakt en geen gebruik gemaakt van CLIMEX. Verhoudingsgewijs maakt dit weinig uit voor de totale score. Deze benadering is ook toegepast bij een vergelijkbare risicoanalyse voor de Huiskraai (Slaterus *et al.* 2009).

1. Introduction to the risk assessment model of Bomford (2003).

The following model is a quantitative approach to risk assessment, based on comparisons of species that have established exotic populations with those that have failed, and associated scientific evidence

Table 1. Score sheet for risk assessment model.

Factor		Halsband-parkiet	Monniks-parkiet	Grote Alexander-parkiet
A1	Risk to people from individual escapees (0-2)	0	0	0
A2	Risk to public safety from individual captive animals (0-2)	0	0	0
<b>Total score A.</b> Risk to public safety from captive or released individuals (0-4)		<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
B1	Degree of climate match between species overseas range and NL (1-6)	2	2	2
B2	Exotic population established overseas (0-4)	4	4	4
B3	Taxonomic Class (0-1)	0	0	0
B4	Non-migratory behaviour (0-1)	1	1	1
B5	Diet (0-1)	1	1	1
B6	Lives in disturbed habitat (0-1)	1	1	1
<b>Total score B.</b> Establishment risk score (1-14)		<b>9</b>	<b>9</b>	<b>9</b>
C1	Taxonomic group (0-4)	2	2	2
C2	Overseas range size (including current and past 300 years, natural and introduced range) (0-2)	1	0	1
C3	Diet and feeding (0-3)	0	0	0
C4	Competition with native fauna for tree hollows (0-4)	2	0	2
C5	Overseas environmental pest status (0-3)	1	1	1
C6	Climate match to areas with susceptible native species and communities (0-5)	2	2	2
C7	Overseas primary production pest status (0-3)	3	3	3
C8	Climate match to susceptible primary production (0-5)	2	2	2
C9	Spread disease (1-2)	2	2	2
C10	Harm to property (0-3)	1	1	0
C11	Harm to people (0-5)	0	0	0
<b>Total score C:</b> Pest risk score for birds, mammals, reptiles and amphibians (1-37).		<b>16</b>	<b>13</b>	<b>15</b>

presented in Section 1 (Bomford 2003). In using this model, decision makers will need to be aware that the influence of chance, as well as the large number of variables that affect whether an exotic species can establish in a new environment, will lead to an unavoidable degree of uncertainty. Both environmental stochasticity and demographic stochasticity are difficult to model (Simberloff 1989). Although some attributes are often associated with species that establish exotic populations, there is no one combination of attributes that characterizes such a species. Some successful invaders are relative specialists with few of the characteristics of 'ideal' invaders (Newsome and Noble 1986), yet other species with characteristics of 'good invaders' frequently fail to establish following their introduction (Ehrlich 1989). This makes it difficult to develop a general model that describes the attributes of a successful invader (Enserink 1999). Decision-makers need to be aware that values produced by quantitative or semi-quantitative models, such as the one published in this report, give only indicative probabilistic estimates. Such probabilistic estimates are the best that can be achieved with current levels of scientific knowledge about exotic vertebrate invasions (Lodge 1993b). This model is designed to assess the establishment risk for species on mainland Australia. The probability that exotic species could establish on Tasmania, or other offshore islands, may be higher than the probability of establishment on the mainland, provided that the island has suitable climate for the species, although this has been questioned for birds (Sections 1.3.1xii, 2.5). Exotic species introduced to islands are much more likely to put native species at risk of extinction through competition, predations and/or habitat destruction, than exotic species introduced to the mainland (Sections 1.5.1ii, 1.5.2v,vi,vii). For this reason, there may be justification in applying tighter risk management restrictions for the introduction and keeping of exotic species on islands. The model requires judgements to be made about the relative importance of resources that could be potentially damaged. Such decisions will greatly affect the model outputs (risk scores). For example, a rating system for potential exotic bird and mammal pests developed by Smallwood and Salmon (1992) gives a maximum potential agricultural damage score for a species of 52 points, but the maximum score for natural resource damage (including potential harm to endangered species, other wildlife and wildlife habitat, soil erosion and water degradation) is only 4 points and the maximum score for disease or aggressiveness to people or livestock and social nuisance value is also only 4 points. Therefore, in Smallwood and Salmon's (1992) model, potential agricultural damage was considered to account for 87% of all potential harm caused by an exotic species and, if a species was likely to pose a major

threat to native species, but not threaten agricultural production, it would be given a low potential damage score. Given that exotic vertebrates are known to cause high levels of harm to native species and natural communities in Australia and overseas, including many species extinctions (Section 1.5.1, Ebenhard 1988; Pimental et al. 2000), and that Australia ratified the International Convention on Biological Diversity in 1993, giving such a low weighting to potential natural resource damage would be inappropriate for an Australian model. Exotic mammals can spread many diseases and aggressive species can injure people. For example, 4.7 million people are bitten by feral and pet dogs annually in the USA, of which 800 000 require medical treatment and many are small children (Pimental et al. 2000). Hence, giving a low weighting to human health risks posed by exotic vertebrates is also considered to be inappropriate for an Australian model.

## 2. Risk assessment

Calculate the score for each of the following factors in the risk assessment model and enter it into Table 1.

### **Stage A: Risks posed by captive or released individuals**

#### **A1. Risk to people from individual escapees**

Assess the risk that individuals of the species could harm people. (NB, this question only relates to aggressive behaviour shown by escaped or released individual animals. Question C11 relates to risk of harm from aggressive behaviour if the species establishes a wild population). Aggressive behaviour, size, plus the possession of organs capable of inflicting harm, such as sharp teeth, claws, spines, a sharp bill, or toxin-delivering apparatus may enable individual animals to harm people. Any known history of the species attacking, injuring or killing people should also be taken into account. Assume the individual is not protecting nest or young. Choose one:

- Animal that sometimes attacks when unprovoked and is capable of causing serious injury (requiring hospitalisation) or fatality = **2**
- Animal that can make unprovoked attacks causing moderate injury (requiring medical attention) or severe discomfort but is highly unlikely (few if any records) to cause serious injury (requiring hospitalisation) if unprovoked OR animal that is unlikely to make an unprovoked attack but which can cause serious injury (requiring hospitalisation) or fatality if cornered or handled = **1**
- All other animals posing a lower risk of harm to people (ie animals that will not make unprovoked

attacks causing injury requiring medical attention, and which, even if cornered or handled, are unlikely to cause injury requiring hospitalisation) = 0.

*Risk to people from released individuals score A1 = 0–2.*

## **A2. Risk to public safety from individual captive animals**

Assess the risk that irresponsible use of products obtained from captive individuals of the species (such as toxins) pose a public safety risk (excluding the safety of anyone entering the animals' cage/ enclosure or otherwise coming within reach of the captive animals)

- Nil or low risk (highly unlikely or not possible) = 0
- Moderate risk (few records and consequences unlikely to be fatal) = 1
- High risk (feasible and consequences could be fatal) = 2.

*Risk to public safety from products obtained from captive individuals score A2 = 0–2.*

## **Stage B: Probability escaped or released individuals will establish a free-living population**

### **B1. Degree of climate match between species overseas range and Australia**

Assess the climate match between the species' overseas geographic range (current and in the last millennium) and Australia using the CLIMATE software package (Pheloung 1996). If the overseas range of a species is largely unknown, use as the input range data the entire area of all continents where the species is known to occur, only excluding regions if they are known to have unsuitable climates or if surveys have shown the species to be absent. Use the output data on numbers of climate matched grid squares in Australia to calculate a climate match score as follows:

Calculate the Climate Match Index:  $CMI = 60(\text{number of 10\% grid squares}) + 6(\text{number of 20\% grid squares}) + (\text{number of 30\% grid squares}) + (\text{number of 40\% grid squares}) + (\text{number of 50\% grid squares})$ .

Convert CMI to a climate match (B1) score:

- B1= 1 (very low)  $CMI < 150$
- B1= 2 (low)  $CMI = 150–799$
- B1= 3 (moderate)  $CMI = 800–1999$
- B1= 4 (high)  $CMI = 2000–2599$
- B1= 5 (very high)  $CMI = 2600–4499$
- B1= 6 (extreme)  $CMI \geq 4500$  or overseas range unknown and climate match to Australia unknown.

*Climate match score B1 = 1–6.*

### **B2. Exotic population established overseas**

- No exotic population ever established = 0
- Exotic populations only established on small

islands less than 50 000 square kilometres (Tasmania is 67 800 square kilometres) = 2

- Exotic population established on an island larger than 50 000 square kilometres or anywhere on a continent = 4.

*Exotic elsewhere score B2 = 0–4.*

### **B3. Taxonomic class**

- Bird = 0
- Mammal, reptile or amphibian = 1.

*Taxonomic Class score B3 = 0–1.*

### **B4. Non-migratory behaviour**

- Migratory in its native range = 0
- Non-migratory in its native range or unknown = 1.

*Non-migratory behaviour score B4 = 0–1.*

### **B5. Diet**

- Specialist with a restricted range of foods = 0
- Generalist with a broad diet of many food types or diet unknown = 1.

*Diet score B5 = (0–1).*

### **B6. Lives in disturbed habitat**

- Only lives in undisturbed (natural) habitats = 0
- Can live in human-disturbed habitats (including grazing and agricultural lands, forests that are intensively managed or planted for timber harvesting and/or urban–suburban environments) or habitat use unknown = 1.

*Disturbed habitat score B6 = 0–1.*

## **Stage C: Probability an exotic species would become a pest**

### **C1. Taxonomic group**

- Mammal in one of the orders that have been demonstrated to have detrimental effects on prey abundance and/or habitat degradation (Carnivora, Artiodactyla, Rodentia, Lagomorpha, Perissodactyla, Rodentia and Marsupialia) = 2 AND/OR (Score 4 if affirmative for both these points) Mammal in one of the families that are particularly prone to cause agricultural damage (Canidae, Mustelidae, Cervidae, Leporidae, Muridae, Bovidae) = 2
- Bird in one of the families that are particularly prone to cause agricultural damage (Psittaciformes, Fringillidae, Ploceidae, Sturnidae, Anatidae and Corvidae) = 2
- Bird in one of the families likely to hybridise with native species, Anatidae and Phasianidae, if there are relatives in the same genus among Australian native birds = 1
- Other group = 0.

*Taxonomic group score C1 = 0–4.*

## **C2. Overseas range size (including current and past 300 years, natural and introduced range)**

- Overseas geographic range less than 10 million square kilometres = **0**
- Overseas geographic range 10–30 million square kilometres = **1**
- Overseas geographic range greater than 30 million square kilometres = **2**
- Overseas geographic range unknown = **2**.

*Overseas range score C2 = 0–2.*

## **C3. Diet and feeding**

- Mammal that is a strict carnivore (eats only animal matter) and arboreal (climbs trees) = **3**
- Mammal that is a strict carnivore but not arboreal = **2**
- Mammal that is a non-strict carnivore (mixed animal–plant matter in diet) = **1**
- Mammal that is primarily a grazer or browser = **3**
- Other herbivorous mammal or not a mammal = **0**
- Unknown diet = **3**.

*Diet score C3 = 0–3.*

## **C4. Competition with native fauna for tree hollows**

- Can nest or shelter in tree hollows = **2**
- Does not use tree hollows = **0**
- Unknown = **2**.

*Competition for nest hollows score C4 = 0–2.*

## **C5. Overseas environmental pest status**

Has the species been assessed sufficiently to determine if it causes declines in abundance of any native species of plant or animal or causes degradation to any natural communities in any country or region of the world?

- The species is not an environmental pest in any country or region = **0**
- Minor environmental pest in any country or region = **1**
- Moderate environmental pest in any country or region = **2**
- Major environmental pest in any country or region = **3**
- Unassessed overseas environmental pest status = **3**.

*Overseas environmental pest status score C5 = 0–3.*

## **C6. Climate match to areas with susceptible native species or communities**

Identify any native Australian animal or plant species or communities that could be threatened by the species if it were to establish a wild population here. (For example, if the species being assessed has a score of 1 or more for C3, C4 or C5 above, or for bullets 1 and 4 in C1 above, or if it could compete with, or prey or graze on native species). Compare the geographic distribution of these susceptible plants,

animals or communities with the climate match output map of Australia for the species generated by the CLIMATE software package (Pheloung 1996; See Stage B1 above).

- The species has no grid squares within a 50% climate match that overlap the distribution of any susceptible native species or communities = **0**
- The species has no grid squares within a 30% climate match that overlap the distribution of any susceptible native species or communities, and 1–50 grid squares within a 50% climate match that overlap the distribution of any susceptible native species or communities = **1**
- The species has zero 10% climate match grid squares, and 1–9 grid squares within a 30% climate match, that overlap the distribution of any susceptible native species or communities = **2**
- The species has 1–9 10% climate match grid squares, and/or 10–29 grid squares within a 30% climate match, that overlap the distribution of any susceptible native species or communities = **3**
- The species has 10–20 10% climate match grid squares, and/or 30–100 grid squares within a 30% climate match, that overlap the distribution of any susceptible native species or communities = **4**
- The species has more than 20 10% climate match (closest match) grid squares, and/or more than 100 grid squares within a 30% climate match, that overlap the distribution of any susceptible native species or communities OR overseas range unknown and climate match to Australia unknown = **5**.

*Climate match to susceptible native species score C6 = 0–5.*

## **C7. Overseas primary production pest status**

Has the species been assessed sufficiently to determine if it damages crops or other primary production in any country or region of the world?

- The species does not damage crops or other primary production in any country or region = **0**
- Minor pest of primary production in any country or region = **1**
- Moderate pest of primary production in any country or region = **2**
- Major pest of primary production in any country or region = **3**
- Unassessed overseas primary production pest status = **3**.

*Overseas primary production pest status score C7 = 0–3.*

## **C8. Climate match to susceptible primary production**

Assess Potential Commodity Impact Scores for each primary production commodity listed in Table 4, based on species' attributes (diet, behaviour, ecology) and pest status worldwide as:

- Nil (species does not have attributes to make it capable of damaging this commodity) = **0**

- Low (species has attributes making it capable of damaging this commodity and has had the opportunity but no reports or other evidence that it has ever caused any damage in any country or region) = **1**
- Moderate-serious (reports of damage exist but damage levels have never been high in any country or region and no major control programs against the species have ever been conducted OR the species has attributes making it capable of damaging this commodity but has not had the opportunity) = **2**
- Extreme (damage occurs at high levels to this or similar commodities and/or major control programs have been conducted against the species in any country or region and the listed commodity would be vulnerable to the type of harm this species can cause) = **3**.

Enter these Potential Commodity Impact Scores in Table 4, Column 3.

Calculate the Climate Match to Commodity Score (CMCS) for the species in Australia. Australian Bureau of Statistics (ABS) data for commodity production figures by Statistical Local Area should assist with these assessments - examples are presented in Appendix D but these will need to be updated as more recent ABS data becomes available.

- None of the commodity is produced in areas where the species has a climate match within 70% = **0**
  - Less than 10% of the commodity is produced in areas where the species has a climate match within 70% = **1**
  - Less than 10% of the commodity is produced in areas where the species has a climate match within 50% = **2**
  - Less than 50% of the commodity is produced in areas where the species has a climate match within 50% AND less than 10% of the commodity is produced in areas where the species has a climate match within 20% = **3**
  - Less than 50% of the commodity is produced in areas where the species has a climate match within 50% BUT more than 10% of the commodity is produced in areas where the species has a climate match within 20% = **4**
- OR More than 50% of the commodity is produced in areas where the species has a climate match within 50% BUT less than 20% of the commodity is produced in areas where the species has a climate match within 20% = **4**
- More than 20% of the commodity is produced in areas where the species has a climate match within 20% OR overseas range unknown and climate match to Australia unknown = **5**.

Enter these Climate Match to Commodity Scores in Table 4, Column 4.

Calculate the Potential Commodity Damage Scores

(CDS) by multiplying the Commodity Value Indices (CVI) in Table 4, Column 2 with the Potential Commodity Impact Scores (PCIS) in Column 3 and the Climate Match to Commodity Scores (CMCS) in Column 4, and enter the CDS for each commodity in Column 5. Sum the CDSs in Column 5 to get a TCDS for the species, then convert it to a C8 score using the conversion factors given below Table 4. The Commodity Value Index (CVI in Table 4, Column 2) is an index of the value of the annual production value of a commodity. Adjustments to the CVI for a commodity will be required when potential damage by the species is restricted to a particular component of the commodity being assessed. For example, some exotic species may contaminate and consume food at feedlots, and hence cause potential harm to feedlot production of livestock, but not to livestock in the paddock. In such cases, the CVI should be adjusted down in proportion to the value of the susceptible component of the commodity.

#### **Total Commodity Damage Score (TCDS)**

Convert Total Commodity Damage Score to Susceptible Primary Production score.

TCDS = 0 : C8 = **0**

TCDS = 1–19 : C8 = **1**

TCDS = 20–49 : C8 = **2**

TCDS = 50–99 : C8 = **3**

TCDS = 100–149 : C8 = **4**

TCDS  $\geq$  150 : C8 = **5**

*Susceptible Primary Production score C8 = 0–5.*

#### **C9. Spread disease**

Assess the risk that the species could play a role in the spread of disease or parasites to other animals. This question only relates to the risk of the species assisting in the spread of diseases or parasites already present in Australia. The risk that individual animals of the species could carry exotic diseases or parasites in with them when they are imported into Australia is subject to a separate import risk analysis conducted by Biosecurity Australia.

- All birds and mammals (likely or unknown effect on native species and on livestock and other domestic animals) = **2**
- All amphibians and reptiles (likely or unknown effect on native species, generally unlikely to affect livestock and other domestic animals) = **1**.

*Disease spread score C9 = 1–2.*

#### **C10. Harm to property**

Assess the risk that the species could inflict damage on buildings, vehicles, fences, roads or equipment by chewing or burrowing or polluting with droppings or nesting material. Estimate the total annual dollar value of such damage if the exotic species established throughout the area for which it has a climate match of 50% or higher, based on the climate match output map of Australia for the species generated by the



CLIMATE software package (Pheloung 1996; See Stage B1 above). Convert the property damage risk total annual dollar value to a property damage risk score:

\$0 : C10 = 0

\$1–\$10 million : C10 = 1

\$11–\$50 million : C10 = 2

more than \$50 million : C10 = 3.

*Property damage score C10 = 0–3.*

### **C11. Harm to people**

Assess the risk that, if a wild population established, the species could cause harm to or annoy people. Aggressive behaviour, plus the possession of organs capable of inflicting harm, such as sharp teeth, tusks, claws, spines, a sharp bill, horns, antlers or toxin-delivering organs may enable animals to harm people. Any known history of the species attacking, injuring or killing people should also be taken into account. (see Stage A, Score A1). Take into account aggressive behaviour that may occur when the species is protecting nest or young. Some species are a social nuisance, especially those that live in close association with people, for example species that invade buildings, or those with communal roosts that can cause unacceptable noise. Also consider the risk that the species could become a reservoir or vector for parasites or diseases that affect people. Based on the above assessment, score the risk of harm to people if the species established as follows:

- nil risk = 0
- very low risk = 1
- injuries, harm or annoyance likely to be minor and few people exposed: low risk = 2
- injuries or harm moderate but unlikely to be fatal and few people at risk OR annoyance moderate or severe but few people exposed OR injuries, harm or annoyance minor but many people at risk: moderate risk = 3
- injuries or harm severe or fatal but few people at risk: serious risk = 4
- injuries or harm moderate, severe or fatal and many people at risk: extreme risk = 5.

*Harm to people score C11 = 0–5.*

### **3 Decision process**

To assign the species to a VPC Threat category, use the scores from Table 5 as the basis for the following decision process.

#### ***Risk to public safety posed by captive or released individuals (A)***

A = 0 not dangerous

A = 1 moderately dangerous

A ≥ 2 highly dangerous

#### **Risk of establishing a wild population (B)**

For birds and mammals:

B < 7 low establishment risk

B = 7–8 moderate establishment risk

B = 9–10 high establishment risk

B > 10 extreme establishment risk

#### **Risk of becoming a pest following establishment (C)**

C < 9 low pest risk

C = 9–14 moderate pest risk

C = 15–19 high pest risk

C > 19 extreme pest risk

#### **VPC Threat Category**

A species' VPC Threat Category is determined from the various combinations of its three risk scores.

SOVON Vogelonderzoek Nederland

Natuurplaza (gebouw Mercator 3)  
Toernooiveld 1  
6525 ED Nijmegen

E [info@sovon.nl](mailto:info@sovon.nl)  
I [www.sovon.nl](http://www.sovon.nl)



Ministerie van Landbouw, Natuur en  
Voedselkwaliteit



Bureau Waardenburg bv  
Adviseurs voor ecologie & milieu



Halsbandparkiet, Monniksparkiet en Grote Alexanderparkiet zijn papegaaiachtige vogels die van nature niet in Nederland en elders in Europa voorkomen. Uit gevangenschap ontsnapte of opzettelijk vrijgelaten vogels bleken zich echter te kunnen handhaven, waardoor verwilderde populaties zijn ontstaan. Voorliggend rapport omvat een analyse van (mogelijke) risico's die samenhangen met de komst van deze drie soorten in Nederland – aangeduid als risico-assessment – en een beschrijving van de mogelijkheden voor bestrijding en beheer – aangeduid als risico-management.

SOVON Vogelonderzoek Nederland organiseert vogeltellingen en -onderzoek volgens gestandaardiseerde methoden ten behoeve van natuurbeheer, natuurbeleid en wetenschappelijk onderzoek. De onderwerpen die in onderzoeksrapporten aan de orde komen zijn divers. Het gaat om onder andere het opzetten van meetnetten en verspreidingsonderzoek, verklarend onderzoek naar oorzaken van veranderingen in voorkomen, graadmeterontwikkeling voor natuurbeleid en onderbouwend onderzoek voor soortbeschermingsprojecten. De omvangrijke gegevensbestanden die zijn gebaseerd zijn op grotendeels door vrijwilligers uitgevoerde vogeltellingen vormen vaak een belangrijke basis. Daarnaast worden ook specifieke veldonderzoeken uitgevoerd, waarbij allerlei ecologische gegevens over soorten en hun habitats worden verzameld.