



Duiven in een West-Vlaamse context Deel 1: literatuuronderzoek en hypotheses

Frank Huysentruyt, Olivier Dochy & Jim Casaer

INBO.R.2008.43

Auteurs:

Frank Huysentruyt, Olivier Dochy & Jim Casaer
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) is het Vlaams onderzoeks- en kenniscentrum voor natuur en het duurzame beheer en gebruik ervan. Het INBO verricht onderzoek en levert kennis aan al wie het beleid voorbereidt, uitvoert of erin geïnteresseerd is.

Vestiging:

INBO Geraardsbergen
Gaverstraat 4, 9500 Geraardsbergen
www.inbo.be

e-mail:

frank.huysentruyt@inbo.be

Wijze van citeren:

Huysentruyt F., Dochy O. & Casaer J. (2009). Duiven in een West-Vlaamse context. Deel 1: literatuuronderzoek en hypotheses. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2009 (INBO.R.2008.43). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

D/2008/3241/347

INBO.R.2008.43

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Jurgen Tack

Druk:

Managementondersteunende Diensten van de Vlaamse overheid.

Foto cover:

Y. Adams / Vildaphoto

Dit onderzoek werd uitgevoerd in opdracht van:

het provinciebestuur van West-Vlaanderen





Duiven in een West-Vlaamse context

Deel 1: literatuuronderzoek en hypotheses

Frank Huysentruyt, Olivier Dochy & Jim Casaer

Met medewerking van Jan Vercammen

Inhoud

1	Inleiding	7
2	Ecologie van de verschillende duivensoorten	9
2.1	Houtduif (<i>Columba palumbus</i>)	9
2.1.1	Algemene status	9
2.1.2	Voedsel en foerageergedrag	10
2.1.2.1	Samenstelling dieet	10
2.1.2.2	Foerageergedrag	11
2.1.3	Populatieregulerende factoren	11
2.1.3.1	Voortplanting	11
2.1.3.1.1	Nest	11
2.1.3.1.2	Broedseizoen	12
2.1.3.1.3	Broedbiologie	12
2.1.3.2	Sterfte	13
2.1.3.2.1	Algemeen	13
2.1.3.2.2	Predatie	13
2.1.3.2.3	Ziektes	15
2.1.3.2.4	Bejaging en bestrijding (zie ook 9)	15
2.1.3.2.5	Andere	16
2.1.3.3	Immigratie/emigratie	16
2.1.4	Verplaatsingen	17
2.1.4.1	Trek	17
2.1.4.2	Voedsel- en slaaptrek	18
2.2	Holenduif (<i>Columba oenas</i>)	18
2.2.1	Algemene status	18
2.2.2	Voedsel en foerageergedrag	19
2.2.2.1	Samenstelling dieet	19
2.2.2.2	Foerageergedrag	19
2.2.3	Populatieregulerende factoren	19
2.2.3.1	Voortplanting	19
2.2.3.1.1	Nest	19
2.2.3.1.2	Broedseizoen	20
2.2.3.1.3	Broedbiologie	20
2.2.3.2	Sterfte	20
2.2.3.2.1	Algemeen	20

2.2.3.2.2	Predatie	21
2.2.3.2.3	Bestrijding	21
2.2.3.2.4	Andere	21
2.2.3.3	Immigratie/emigratie	22
2.2.4	Verplaatsingen.....	22
2.2.4.1	Trek.....	22
2.2.4.2	Dispersie	22
2.2.4.3	Voedsel- en slaaptrek	22
2.3	Turkse tortel (<i>Streptopelia decaocto</i>)	23
2.3.1	Algemene status	23
2.3.2	Voedsel en foerageergedrag	23
2.3.2.1	Samenstelling dieet.....	23
2.3.2.2	Foerageergedrag.....	24
2.3.3	Populatieregulerende factoren.....	24
2.3.3.1	Voortplanting	24
2.3.3.1.1	Nest.....	24
2.3.3.1.2	Broedseizoen	24
2.3.3.1.3	Broedbiologie	24
2.3.3.2	Sterfte	24
2.3.3.2.1	Algemeen	24
2.3.3.2.2	Predatie	25
2.3.3.2.3	Bestrijding	25
2.3.3.2.4	Andere	25
2.3.3.3	Immigratie/emigratie	25
2.3.4	Verplaatsingen.....	26
2.3.4.1.1	Trek.....	26
2.3.4.2	Voedsel- en slaaptrek	26
2.4	Stadsduif (<i>Columba livia f. domestica</i>).....	26
2.4.1	Algemene status	26
2.4.2	Voedsel en foerageergedrag	26
2.4.2.1	Samenstelling dieet.....	26
2.4.2.2	Foerageergedrag.....	27
2.4.3	Populatieregulerende factoren.....	27
2.4.3.1	Voortplanting	27
2.4.3.1.1	Nest.....	27

2.4.3.1.2	Broedseizoen	28
2.4.3.1.3	Broedbiologie	28
2.4.3.2	Sterfte	29
2.4.3.2.1	Algemeen	29
2.4.3.2.2	Predatie	29
2.4.3.2.3	Ziektes	30
2.4.3.2.4	Bestrijding.....	30
2.4.3.2.5	Andere.....	30
2.4.3.3	Rekrutering	31
2.4.4	Verplaatsingen	31
2.4.4.1	Trek	31
2.4.4.2	Dispersie	31
2.4.4.3	Voedsel- en slaaptrek.....	31
3	Overlast veroorzaakt door duiven	33
3.1	Houtduif	33
3.2	Holenduif	33
3.3	Turkse Tortel.....	33
3.4	Stadsduif	34
4	Technieken voor het beperken of voorkomen van duivenschade	35
4.1	Landbouw	35
4.1.1	Populatieregulatie	35
4.1.1.1	Aantalsreductie	35
4.1.1.2	Verlagen reproductie	35
4.1.2	Verjaging.....	36
4.1.2.1	Exclusietechnieken:	36
4.1.2.2	Verstoringstechnieken	36
4.1.2.3	Habitatmodificatietechnieken.....	38
4.2	Bebouwde kom.....	38
4.2.1	Bestrijding	38
4.2.1.1	Aantalsreductie	38
4.2.1.2	Verlagen reproductie	39
4.2.1.3	Verlagen rekrutering	40
4.2.2	Verjaging.....	40
4.2.2.1	Exclusietechnieken:	40
4.2.2.2	Verstoringstechnieken	41

4.2.2.3	Habitatmodificatietechnieken	41
5	Aanbevelingen ter voorkoming van duivenschade.....	43
5.1	Stadsduif	43
6	Vragen en hypotheses i.v.m. onderzoek naar habitatgebruik.....	45
6.1	Aantallen	45
6.2	Habitatgebruik	45
6.2.1	Houtduif	45
6.2.2	Holenduif	46
6.2.3	Turkse tortel	46
6.2.4	Stadsduif	46
6.3	Populatieopbouw.....	46
6.3.1	Houtduif	46
6.4	Migratie	47
7	Hypotheses omtrent schadebeheersing.....	49
7.1	Maatregelen ter beheersing van de populatie.....	49
7.1.1	Aanwasbeheersing	49
7.1.2	Mortaliteitsverhoging	49
7.1.3	Rekruteringsbeheersing	50
7.2	Maatregelen ter voorkoming van schade.....	50
7.2.1	Verjaging.....	50
7.2.2	Vegetatiebeheer.....	50
8	Literatuurlijst	51
9	Bijlage: Wettelijke reglementering rond jacht en bestrijding van houtduif (toestand 2009)	55
	Reguliere jacht	55
	Bijzondere bejaging.....	55
	Bestrijding	56
	Overzichtstabel: Wanneer, met welk doel en door wie kan afschot van houtduif worden toegepast?	58

1 Inleiding

Sinds enkele jaren veroorzaakt een toenemende populatie van vooral houtduiven steeds meer schade aan gewassen. Hierbij kunnen de duiven aan vooral erwten en koolgewassen, maar ook aan granen en andere gewassen, aanzienlijke schade toebrengen. Bij kolen wordt de meeste schade door duiven veroorzaakt vanaf begin mei tot begin juli met een piek in de maand juni. In deze periode worden de meeste velden omgeploegd. Doordat de duiven in deze periode geen voedsel meer in braakliggende akkers en/of akkerranden vinden, zoeken ze dit waarschijnlijk bij de kwetsbare jonge land- en tuinbouwgewassen. Deze periode wordt daarnaast verondersteld samen te vallen met het begin van het broedseizoen, wat de voedselbehoefte van de duiven natuurlijk aanzienlijk zou verhogen. Afhankelijk van de weersomstandigheden in deze periode kan de aangerichte schade al dan niet een goed herstel opleveren, waardoor een aanzienlijke groeivertraging of blijvende schade voor een opbrengstdaling van de gewassen kan zorgen. Bij bloemkolen komt daarnaast nog het probleem dat initiële pikschade de koolvorming bij de plant kan verstoren, wat opnieuw tot aanzienlijke opbrengstverliezen kan leiden.

Omtrent het vermoeden van een toenemende populatie zijn niet meteen pasklare verklaringen voorhanden. Zo wordt van de recente klimatologische veranderingen die tot zachtere winters hebben geleid, verondersteld dat ze een belangrijke impact op een daling in de wintermortaliteit hebben gehad. Daarnaast zouden ook verschillende aspecten van de gebruikelijke bejagings- en bestrijdingstechnieken hier aan de basis van kunnen liggen. Een laatste mogelijke oorzaak wordt gezocht in de steeds veranderende teelttechnieken die in de afgelopen jaren, vooral door de toenemende invloed van maïs, tot een grotere voorraad aan in de winter beschikbare oogstresten zou hebben geleid.

Het beperken van de schade door duiven op het terrein gebeurt in hoofdzaak door verjaging en dit met verschillende technieken. Hierbij zijn gaskanonnen een veel gebruikte methode, maar is het gebruik ervan omstreden i.v.m. de verstoring van de rust van omwonenden, alhoewel het aantal klachten vrij beperkt blijft. Om hieraan toch tegemoet te komen is dan ook intussen een breed gamma aan alternatieve methoden beschikbaar, weliswaar met sterk variërende efficiëntie. Vooral in periodes waarin de foerageerdruk het hoogst is, dus in afwezigheid van alternatieve voedselbronnen, blijkt geen enkele van de methodes voldoende effectief. Het is dan ook vanuit deze bevindingen dat een ingreep op het populatieniveau wenselijk blijkt.

Deze studie heeft als doel om het probleem van de schade door de verschillende soorten duiven verder in kaart te brengen en, gecombineerd met literatuur- en terreinkennis, een aantal mogelijke pistes ter voorkoming van deze schade naar voor te brengen. Het finale resultaat van de studie moet dan ook om vanuit die kennis tot aanbevelingen te komen die de schade aan landbouwgewassen tot een aanvaardbaar niveau kunnen beperken. Bedoeling is hierbij te zoeken naar de meest efficiënte methode, op de meest diervriendelijke manier en met aanvaardbare hinder voor de omgeving.

Ook in steden en gemeenten veroorzaken verwilderde duiven heel wat overlast. Gebouwen en straten worden bevuild met duivenuitwerpselen en de schoonmaak- en reparatiekosten kunnen hoog oplopen. De aanwezigheid van deze duiven wordt door heel wat mensen niet op prijs gesteld. Daarom is het ook de bedoeling dat de studie informatie aanreikt om de problematiek van de stadsduiven te beheersen in hun stedelijke context.

In dit deel van de studie worden de resultaten uit de literatuurstudie voorgesteld. Hierbij worden de belangrijkste elementen uit de leefwijze van de verschillende duivensoorten die in Vlaanderen courant aanwezig zijn aangehaald. Per soort wordt een kort overzicht van de status en historiek in Vlaanderen gegeven, gevolgd door een beschrijving van zowel het dieet als het foerageergedrag. Daarnaast wordt een overzicht gegeven van de verschillende factoren die de grootte van de respectievelijke populaties bepalen. Hierbij worden telkens de voornaamste aspecten rond voortplanting, mortaliteit en rekrutering aangehaald. Tenslotte wordt voor elke

soort een overzicht gegeven van de verschillende types verplaatsingen die de dieren op het terrein maken.

In een tweede deel van de literatuurstudie wordt een overzicht gegeven van de mogelijke *schade* die elk van de verschillende soorten kunnen toebrengen en dit zowel in een stedelijke als een landelijke context.

Een derde luik behandelt de voornaamste technieken die, *ter voorkoming van schade* door duiven, en bij uitbreiding andere vogelsoorten, kunnen worden aangewend.

Een vierde deel geeft vervolgens een aantal aanbevelingen die schade en overlast door stadsduiven kan helpen voorkomen. In deze literatuurstudie zijn nog geen aanbevelingen met betrekking tot duivenschade in landbouwgebied opgenomen. Hiervoor ontbreken immers nog de resultaten van de terreinobservaties, die van essentieel belang zijn voor een integrale aanpak.

Er wordt vervolgens een overzicht gegeven van een aantal vragen die in de terreinstudie aan bod zullen komen. Hierbij worden telkens op basis van bovenvermelde literatuurgegevens voor elke soort een aantal hypothesen geformuleerd.

In een laatste deel worden de verschillende mogelijke pistes ter voorkoming van landbouwschade opgesomd. Deze worden vervolgens besproken aan de hand van resultaten uit de literatuurstudie. Op basis hiervan worden dan die pistes naar voor geschoven die later op basis van de terreinresultaten zullen worden behandeld.

2 Ecologie van de verschillende duivensoorten

2.1 Houtduif (*Columba palumbus*)

2.1.1 Algemene status

De houtduif is een algemeen verspreide broedvogel waarvan 75% van het broedareaal binnen Europa is gelegen (Burfield & Van Bommel 2004). Het zwaartepunt van de populatie ligt vooral in West-Europa waar de soort zijn hoogste densiteiten bereikt in relatief bosarme, maar landbouwrijke landen als Groot-Brittannië, Ierland, Nederland, België, Duitsland en Denemarken (Saari 1997*b*). Houtduiven prefereren halfopen landbouwgebied met kleine tot middelgrote beboste stukken, bosjes, bomerijen en houtwallen boven grote bosmassieven (Harrison 1977, Schnock & Tahon 1988, Bijlsma 2002*c*). In België ligt de kern van het verspreidingsgebied in Laag- en Midden-België, met relatief lage densiteiten in de sterker beboste delen van Hoog-België (Schnock & Tahon 1988). Historisch gezien is de soort vermoedelijk altijd al talrijk geweest in onze regio. Beschrijvingen uit Zeeland uit het begin van vorige eeuw duiden de soort aan als 'verbazend talrijk' en 'zeer algemeen' (Vergeer & Van Zuylen 1994). De schaalvergroting in de landbouw die in de vorige eeuw heeft plaatsgevonden heeft echter naar alle waarschijnlijkheid een grote populatietoename in de hand gewerkt (Bijlsma 2002*c*). Ook veranderingen in teeltkeuze hebben lokaal een zeer belangrijke rol gespeeld in de overlevingskansen en bijhorende populatietoename van houtduiven. In de vroege jaren '70 kende de Britse populatie een forse terugval toen door de toename van het gebruik van wintergranen een groot aantal weilanden en klavervelden juist voor de winter werden ingeplogd (Inglis et al. 1990). Daaropvolgend zorgde de introductie van koolzaad (*Brassica napus*) in Groot-Brittannië in de late jaren '70 voor een nieuw type wintervoedsel waardoor de wintersterfte onder de lokale houtduiven drastisch werd teruggedrongen, met een sterke toename van de populatie vanaf eind jaren '70 tot gevolg (Inglis et al. 1990, Inglis et al. 1997). In Nederland kende de soort tussen de jaren '70 en '90 plaatselijk (vooral op de Veluwe, maar met een impact op de volledige Nederlandse populatie) een sterke terugval, opnieuw als gevolg van veranderende landbouwmethodes. Deze werd grotendeels toegeschreven aan de opkomst van de maïsteelt met een verminderd voedselaanbod in het voorjaar en het verdwijnen van graanstoppels in de nazomer (Bijlsma 2002*c*). Wel zou de maïsteelt daaropvolgend een toename aan beschikbaar wintervoedsel (door laattijdig oogsten een overvloedig maaiafval) voor een vermindering van de wintermortaliteit, met bijhorende populatieaanwas, hebben gezorgd (Schnock & Tahon 1988). In ons land werd de houtduivenpopulatie in 1988 op 150.000 broedparen geschat (Schnock & Tahon 1988). Dit lag in de lijn lag van eerdere populatieschattingen van 116.000 Belgische broedparen in 1972 en 100.000 in 1980-1984 (Lippens & Wille 1972, Hoste 1987, Schnock & Tahon 1988). Huidige schattingen voor houtduif in België en Vlaanderen zijn niet voorhanden, enkel Saari (1997*b*) spreekt van een dichtheid tussen de 10.000 en 43.000 broedparen/2500km² in centraal West-Europa. Omgerekend brengt dit de geschatte aantallen voor Vlaanderen (13.522 km²) op 54.000-232.000 broedparen, wat toch een indicatie van een populatietoename op Vlaams niveau zou zijn. Ook de sterk stijgende trend in het jaarlijks gerapporteerde afschot lijkt hierop te wijzen. Zo werden er in 2007 per 100 ha 18,7 houtduiven meer geschoten dan in 1999 (respectievelijk 65,2 en 46,5), wat een stijging van 40% betekent (Scheppers & Casaer 2008). Ook gegevens uit verschillende Vlaamse monitoringinitiatieven wijzen in de richting van een populatietoename. Zo blijkt uit wintertellingen uitgevoerd door Natuurpunt in het kader van de jaarlijkse 'vogels voeren en beloeren' acties dat het gemiddeld aantal houtduiven dat in tuinen voederstations bezoekt tussen 2000-2001 en 2007-2008 is gestegen van 1,14 tot 1,80. Daarbij werden in 2000-2001 49% van alle tuinen door houtduiven bezocht tegen 67% in 2007-2008 (Van Den Bossche 2008). Tenslotte wijzen ook de voorlopige cijfers uit het project 'algemene broedvogels Vlaanderen' (INBO) in die richting, met voor houtduif een stijging van 13% van het aantal bezette telkwadranten sinds 2002 (respectievelijk 148 en 167) (G. Vermeersch pers. meded.).

2.1.2 Voedsel en foerageergedrag

2.1.2.1 Samenstelling dieet

Het dieet van houtduiven bestaat in hoofdzaak uit plantaardig materiaal, occasioneel aangevuld met ongewervelden (Cramp 1985). Het voedsel bestaat in hoofdzaak uit zaden van graangewassen (ook maïs) en bladgroen van allerlei kruiden en gewassen (Cramp 1985). Zo worden voornamelijk bladeren van klaver (*Trifolium*), koolgewassen (*Brassica*), sla (*Lactuca*), es (*Fraxinus*), klimop (*Hedera*), erwt (*Pisum*), biet (*Beta*), luzerne (*Medicago*), mosterd (*Sinapis*), spurrie (*Spergula*), radijs (*Raphanus*), boterbloem (*Ranunculus*), muur (*Stellaria*), hoornbloem (*Cerastium*), esparcette (*Onobrychis*), ereprijs (*Veronica*), weegbree (*Plantago*), paardebloem (*Taraxacum*), netel (*Urtica*) en kaasjeskruid (*Malva*) gegeten (Cramp 1985, Schnock & Tahon 1988). Daarnaast worden ook de vruchten en zaden van verschillende bomen en struiken, wortels en knollen van verschillende kruiden en gewassen (zoals aardappel (*Solanum*) en biet), bloemen en knoppen van een aantal boomsoorten, eikengallen, schimmels, paddenstoelen en mos gegeten (Doude Van Troostwijk 1964, Murton et al. 1964, Cramp 1985, Schnock & Tahon 1988). Ondanks deze grote variatie in mogelijke voedselbronnen wordt het dieet, afhankelijk van het seizoen, in hoofdzaak gedomineerd door 1 tot 2 voedseltypen (Cramp 1985). Zo tonen Belgische data uit de vroege jaren '70 een voorjaarsdieet (april tot mid-mei) dat voor 91% granen en groenten, 4% uit klaver, boterbloem en paardebloem, 3% uit knoppen van beuk en 2% uit onkruidzaden bestond. Wel moet hierbij worden opgemerkt dat het hoge aandeel granen in het voorjaar van de vroege jaren '70 vooral pas gezaaid zomergraan betrof, gewassen die nu grotendeels door wintergranen zijn vervangen. In de vroege zomer (mid-mei tot mid-juli) werden daarentegen nog slechts 6% granen en groenten gevonden, maar wel 33% bladeren van klaver, luzerne en es, 45% vruchten en zaden (vnl. van boterbloem en muur), 10% wortels en knollen, 4% bloemknoppen en 3% dierlijk materiaal. In de late zomer (mid-juli tot mid-oktober), wanneer het graan rijp is, veranderde dit dieet opnieuw in een samenstelling van 97% granen en groenten, 2% zaden en 1% dierlijk materiaal. Tenslotte werd in de winter voor 36% op groenten gefoerageerd, voor 19% op bladgroen en voor 45% op vruchten en zaden (vnl. van eik en beuk) (Cramp 1985). Hierbij blijken vooral de beukenootjes erg geliefd en worden deze vaker in de kroppen en magen van houtduiven teruggevonden dan eikels (Doude Van Troostwijk 1964). De aanwezigheid van grote hoeveelheden beukenootjes in de herfst (mastjaren) blijkt zelfs in die mate belangrijk dat significante correlaties ervan met de populatiedensiteit van houtduiven in het daaropvolgende jaar zijn aangetoond (Doude Van Troostwijk 1964). Daarnaast zou ook de late oogst van sommige maïsvelden, en de grote hoeveelheden maaiafval die op het veld achterblijven voor voldoende voedsel in de winter kunnen zorgen (Schnock & Tahon 1988). Het aandeel van alle daglichturen dat aan het foerageren wordt besteed bleek afhankelijk van het voedselaanbod (en dus ook van het seizoen). Dit aandeel varieert van 5-10% van alle daglichturen wanneer op graan wordt gevoed tot 64% op klavervelden en 95% op graslanden (Murton et al. 1963). Deze tijdsverdelingen kunnen in verband worden gebracht met de respectievelijke voedingswaarden van de verschillende voedseltypen waarbij de hoeveelheid energierijke vetten, koolhydraten en proteïnen lager ligt in bijvoorbeeld kolen dan in klaver, met de hoogste waarden in graan (Kenward & Sibly 1977). Hoewel kolen dus minder voedzaam zijn, blijkt de tijd die aan het foerageren erop wordt gependend korter en wordt die met langere rustpauzes afgewisseld. Dit effect wordt verklaard door een 'flessenhals'-effect in de vertering van kolen bij houtduiven. Bij de inname van een bepaalde hoeveelheid kolenblad wordt een maximum bereikt, waarna rust voor vertering noodzakelijk is (Kenward & Sibly 1977). Hieruit volgt dat, bij een beperkte daglichtperiode in de winter, kolen een ontoereikende voedselbron worden omdat er niet voldoende tijd kan gependend worden om aan de minimum dagelijkse voedingsbehoefte te voldoen (Kenward & Sibly 1977). Daarnaast blijkt het predatierisico voor houtduiven door havik (*Accipiter gentilis*) groter op kolen dan op andere gewassen, een verschil dat waarschijnlijk gerelateerd is aan de gemiddeld slechtere conditie van houtduiven die zich met kolen voeden (Kenward & Sibly 1977, Kenward 1978). Ook kan een accumulatie aan de in kolen aanwezige

mosterdolie (glucobrassicine) tot potentieel toxische neveneffecten leiden (Kenward & Sibly 1977). Dit alles leidt ertoe dat het voeden op kolen enkel interessant wordt wanneer alternatieven ontbreken of wanneer een snelle opname van energie zich opdringt (zoals bij vogels op een koude winterochtend) (Kenward & Sibly 1977).

2.1.2.2 Foerageergedrag

Houtduiven foerageren in hoofdzaak op de grond waarbij al rondstappend voedsel wordt opgepikt (Cramp 1985). Soms wordt ook in bomen gefoerageerd, waarbij soms zelfs op zeer smalle twijgjes en ondersteboven hangend word gegeten (Cramp 1985). Het voeden op de grond gebeurt voornamelijk in groepen, die afhankelijk van het seizoen sterk in grootte kunnen variëren. De aanwezigheid van andere voedende of rustende dieren blijkt een sterke stimulus voor andere houtduiven om te landen. De witte vleugelstrepen zouden hierbij als voornaamste signaal fungeren (Cramp 1985). Occasioneel sluiten houtduiven zich echter ook bij holenduiven (*Columba oenas*) aan (Cramp 1985). Bij het voeden in groep bestaat, net zoals bij stadsduiven (zie 2.4.2.2), een belangrijke sociale rangorde waarbij ondergeschikte dieren vooraan in de groep trager foerageren dan de vogels die zich in het midden of achteraan de groep bevinden (Cramp 1985). Hierbij zijn juveniele vogels ondergeschikt aan adulte vogels en individuen met een lager gewicht ondergeschikt aan meer fitte dieren (Cramp 1985). Ondergeschikte vogels kunnen proberen zich in andere groepen te vestigen, maar wanneer dat bij voedselschaarste niet lukt zijn dergelijke individuen genoodzaakt om zich alleen of in kleine groepen te voeden (Cramp 1985). Op die manier bestaan kleinere groepen gemiddeld uit een veel groter aandeel aan vogels met een slechtere lichamelijke conditie (Cramp 1985). Ook pas uitgevlogen juvenielen zijn geneigd in kleine groepen dichtbij bosjes en bomenrijen te foerageren en sluiten zich pas later in het jaar aan bij hun adulte soortgenoten om te foerageren (Murton & Isaacson 1964). In kleinere groepen wordt echter veel minder efficiënt gefoerageerd en vogels die alleen foerageren spenderen veel tijd aan het uitkijken voor predatoren zodat een veel lagere efficiëntie wordt bereikt dan bij het foerageren in een ondergeschikte positie binnen een groep (Cramp 1985). Het foerageren kent pieken vroeg in de morgen en in de late namiddag, zowel in intensiteit als gemiddelde groepsgrootte. Dit patroon is het sterkst aanwezig gedurende de herfst- en lentemaanden (Cramp 1985). Hoewel de voedingsfrequentie dus een diurnale variatie kent, varieert de pasfrequentie bij het voeden dan weer doorheen het jaar. In de winter wordt hierbij het snelst rondgestapt (Murton & Westwood 1977). Ook de dagelijkse voedselbehoefte varieert doorheen het jaar en naargelang het voedseltype, maar gemiddeld neemt een houtduif tussen de 50 en 80g voedsel per dag op (Glutz Von Blotzheim & Bauer 1980, Géroutet 1983).

2.1.3 Populatieregulerende factoren

2.1.3.1 Voortplanting

2.1.3.1.1 Nest

Het nest van houtduiven wordt in bomen en struiken gemaakt, minder vaak op richels van gebouwen en rotsen en heel af en toe, in compleet boomloze gebieden of zelfs op de grond (Harrison 1977, Cramp 1985). Wel duidt Bijlsma (2002c) op een stijgend aandeel aan houtduiven als stadsbroedvogel. Het nest bevindt zich gemiddeld op 3-5m en meestal zelfs tussen de 1 en 7m hoogte. Nesten tot op 25 m werden echter vastgesteld (Cramp 1985). Het nest zelf is primitief en bestaat voornamelijk uit een dun platform van takjes met een doorsnede van 20-25cm, dat in een vork, een vertakking of in klimplanten wordt aangelegd (Cramp 1985). De keuze van de nestboom wordt in hoofdzaak bepaald door de hoeveelheid bedekking, zodat de vroegste broedgevallen vaak in naaldbomen plaatsvinden (Cramp 1985). Het nest wordt door beide ouders aangelegd waarbij het mannetje voornamelijk instaat voor de aanbreng van takken en twijgjes en het vrouwtje voor de eigenlijke nestbouw (Cramp 1985).

2.1.3.1.2 Broedseizoenen

Het broedseizoen bij houtduiven start in februari-april en duurt tot oktober-november, waarbij dieren uit verstedelijkte gebieden vroeger (februari) aan hun cyclus beginnen dan die uit meer landelijke gebieden (maart-april) (Géroudet 1983, Cramp 1985, Bijlsma 2002c). Ook de piek in de eiafleg verschilt in beide groepen, met opnieuw een vroegere piek (april-mei) in het verstedelijkt gebied ten opzichte van meer landelijk gebied (juli-september) (Cramp 1985). In een Engelse studie naar de voortplantingsecologie van een populatie houtduiven in verstedelijkt gebied werd echter geen verschil in timing van het broedseizoen gevonden in vergelijking met populaties uit meer landelijke gebieden. Er werd wel een hoger broedsucces gevonden (Slater 2001). Over het algemeen lijken erg vroege broedgevallen dus eerder uitzondering dan regel. Eventuele verschillen in de timing van het broedseizoen lijken in hoofdzaak gerelateerd aan de beschikbaarheid van voldoende voedsel (Cramp 1985). Het is immers zo dat vrouwelijke houtduiven fysiologisch al lang voor de eerste eieren worden gelegd in staat zijn tot reproductie maar dat de afleg afhangt van het punt waarop het vrouwtje voldoende energiereserves heeft kunnen opslaan (Murton & Westwood 1977). Op die manier zijn houtduiven in staat hun broedseizoen zeer gericht en lokaal aan voedselvoorraden aan te passen, iets waar veel andere soorten niet toe in staat zijn (Murton & Westwood 1977). Daarnaast speelt naar alle waarschijnlijkheid ook de lichtcyclus een rol bij de start van het broedseizoen. Stadsduiven bijvoorbeeld, die in omgevingen met veel kunstlicht leven, kunnen bij een veel kortere fotoperiode dan houtduiven broeden (zie 2.4.3.1.2) (Murton & Westwood 1977). Wel is het effect van de fotoperiode moeilijk van de lentetemperatuur los te koppelen (Murton & Westwood 1977). Alles in rekening genomen wordt aangenomen dat de piek van het broedseizoen bij houtduiven van juni tot september strekt (Inglis et al. 1994).

2.1.3.1.3 Broedbiologie

Nesten van houtduiven bestaan in de regel uit 2 eieren (84-88%), soms 1 (11-16%) maar zelden meer (0,2-0,7%). In dat laatste geval worden de eieren waarschijnlijk steeds door meerdere vrouwtjes gelegd (Géroudet 1983, Cramp 1985). Het gemiddeld gewicht van de eieren kan doorheen het seizoen variëren. Eieren die in het begin van het seizoen worden gelegd zijn de zwaarste, terwijl de nestgrootte constant blijft op 2 eieren (Murton & Westwood 1977). Hierdoor hebben jongen die vroeg in het seizoen worden geboren hogere overlevingskansen dan jongen van later op het seizoen. Een laag geboortegewicht later op het seizoen lijkt nog wel gecompenseerd te worden doordat de jongen meer kropmelk (=afscheidingsproduct van de krop, dient als voedsel voor de jongen in de eerste levensdagen) krijgen (Murton & Westwood 1977). De incubatietijd bij houtduiven duurt 17 tot 18 dagen en gebeurt door beide ouders. De vrouwtjes nemen het merendeel (ca. 17u/dag) voor hun rekening, hierbij overdag (tussen 10u 's morgens en 17u) afgewisseld door de mannetjes (Murton & Isaacson 1964, Gérardet 1983, Cramp 1985). Na het uitkomen worden de jongen de eerste week nog quasi continu verzorgd en met kropmelk gevoed met dezelfde routine als bij het broeden. Daarna wordt de zorg op het nest afgebouwd en valt het aantal voedingen terug tot 2 per dag (Cramp 1985). Na 10 dagen blijft geen van beide ouders nog op het nest en wordt maar 1 maal per dag meer gevoed, met een stijgend aandeel van natuurlijk voedsel (Cramp 1985). De jongen verlaten het nest op 20-35 dagen en zijn dan op de helft van hun uiteindelijk lichaamsgewicht (Murton & Isaacson 1964, Murton & Westwood 1977, Gérardet 1983, Cramp 1985). Een week daarna worden de jongen volledig zelfstandig en komen aan extra gewicht door zelf actief te voeden (Murton & Westwood 1977). Terwijl de zorg voor het eerst nest nog bezig is, wordt een tweede broedsel aangemaakt niet ver van het eerste nest (Géroudet 1983). Op die manier zijn 2 tot 6 legsel per jaar mogelijk, maar in de regel beperkt zich dit waarschijnlijk meestal tot 2 of 3 (Murton & Isaacson 1964, Gérardet 1983, Cramp 1985, Bijlsma 2002). Het verzamelen van precieze data hierrond wordt echter bemoeilijkt doordat, na verstoring of predatie van een nest, vrij snel een vervangingsnest wordt aangemaakt (Géroudet 1983, Cramp 1985). De jongen bereiken hun seksuele rijpheid normaal pas in het jaar volgend op hun geboortjaar, maar vroeg geboren jongen kunnen in hun geboortjaar al legsel

produceren (Géroudet 1983, Cramp 1985). Rekening houdend met de overlevingskansen van de jongen op het nest (zie 2.1.3.2) zou een koppel houtduiven bij een gemiddelde van 2,5 nesten met 2 eieren per jaar zo'n 2 tot 3-tal jongen tot op het punt van uitvliegen kunnen grootbrengen, wat overeenkomt met de 2,2 jongen per paar/jaar die in een Britse studie wordt beschreven (Murton & Isaacson 1964, Murton et al. 1972a).

2.1.3.2 Sterfte

2.1.3.2.1 Algemeen

Een Finse en Engelse studie tonen voor houtduif een zeer hoge eimortaliteit van respectievelijk 55 en 58%, waarvan 97% aan predatie wordt toegeschreven (Cramp 1985). Dergelijk eimortaliteit blijkt ook zeer hoog in vergelijking met ander *Columba*-soorten uit onze streek (zie 2.2.3.2.1 en 2.4.3.2.1). Wel blijkt dat het uitkomstsucces bij houtduiven zeer sterk varieert tussen nabij gelegen locaties onderling en tussen verschillende jaren op dezelfde locatie. De eimortaliteit zakt hierbij zelden onder de 40%, maar kan plaatselijk tot 80, 90 en zelfs 100% oplopen (Defra 2005).

Over sterfte onder nestjongen zijn minder accurate cijfers bekend. Predatie zou hierbij eerder een ondergeschikte rol spelen in vergelijking met sterfte door voedseltekort (Cramp 1985).

Cijfers rond juveniele mortaliteit lopen sterk uiteen van 42 tot 74% met een gemiddelde van 53% (Cramp 1985). Recente cijfers uit een Engelse studie daarentegen geven een nog grotere variatie in juveniële mortaliteit, gaande van 0 tot 40%, cijfers die duidelijk lager liggen (Defra 2005).

Ook de gegevens rond jaarlijkse adulte sterfte verschillen sterk en gaan van 36 tot 61% met een gemiddelde van 47% (Cramp 1985). Op deze manier wordt de gemiddelde levensverwachting bij houtduiven op 2,3 jaar geschat (Murton 1966). De maximale leeftijd, bij een geringde vogel vastgesteld, bedroeg 16 jaar en 4 maanden (Cramp 1985). Op gebied van populatiegrootte blijkt wintersterfte de meest bepalende factor te zijn, waarbij deze wordt bepaald door de beschikbaarheid van voedsel en de aanwezigheid van naaldhout voor meer beschutte slaapplegenheid (Murton et al. 1974b, Murton & Westwood 1977, Schnock & Tahon 1988).

2.1.3.2.2 Predatie

Zoals vermeld onder 2.1.3.2.1 hebben vooral de *eieren* van houtduiven, eerder dan de nestjongen, te lijden onder predatiedruk. In die context worden in Engelse en Duitse studies een aantal eipredatoren opgesomd. Van de in deze studie opgesomde soorten komen in Vlaanderen gaai (*Garrulus glandarius*), ekster (*Pica pica*), roek (*Corvus frugilegus*), zwarte kraai (*Corvus corone*), hermelijn (*Mustela erminea*), bruine rat (*Rattus norvegicus*) en rode eekhoorn (*Sciurus vulgaris*) voor (Murton & Isaacson 1964, Gérardet 1983, Cramp 1985). Vooral van ekster, gaai en kauw is het vermogen om op eieren en nestjongen van duiven te prederen goed gedocumenteerd (Cramp & Perrins 1994). Voor wat roeken en zwarte kraaien betreft blijkt dit echter niet te kloppen. Alhoewel bij beide soorten inderdaad veel nestpredatie gekend is, lijken dit zich in hoofdzaak te beperken tot grondbroedende vogels als leeuweriken, eenden, hoenders, Kieviten, plevieren e.d. (Cramp & Perrins 1994). Ook Inglis et al. (1994) vermeldt een verlaagd broedsucces bij houtduif door hoge eipredatie van vooral gaai en ekster en ook een Poolse studie (Tomialojc 1980) toonde een markant verschil in jaarlijkse productiviteit in stadsparken waar een geringe predatiedruk heerste ten opzichte van bossen waar meer predatoren aanwezig waren. Deze verschillen konden niet worden teruggebracht op verschillen in voedselaanbod gezien beide populaties gezamenlijk op akkers en in omliggende bossen foerageerden (Tomialojc 1980). Door het grote aandeel van predatie door kraaiachtigen blijkt de mate waarin deze door lokale jachtrechthouders worden bestreden ook een cruciale rol in de

eimortaliteit bij houtduif te spelen (Defra 2005). In 2007 werd in Vlaanderen een afschot van ca. 82.000 zwarte kraaien, 57.000 eksters en 8.000 gaaien gerapporteerd, cijfers die eerder een lage impact op het populatieniveau van deze soorten doen vermoeden (Scheppers & Casaer 2008). Wat het predatieaandeel van rode eekhoorn betreft, wordt vermoed dat dit lokaal hoog kan oplopen. In een studie bij merels (*Turdus merula*) in het Franse Dijon bleek rode eekhoorn voor zowat 88% van alle eipredatie verantwoordelijk (Gregoire 2003). Deze resultaten staan echter in schril contrast met resultaten uit maaganalyses van rode eekhoorn in Vlaanderen, waarbij sprake is van slechts een zeer klein aandeel aan eieren in het dieet (Verbeylen 2003). Enerzijds kan een verschil in analysemethodes hier een rol hebben gespeeld. Anderzijds spelen vermoedelijk lokale condities ook een zeer belangrijke rol bij nestpredatie door eekhoorn. In het algemeen blijken eieren die vroeger in het jaar worden gelegd meer vatbaar voor predatie omwille van het feit dat de ouders het in juni-juli in vergelijking tot augustus-september moeilijker hebben om voldoende voedsel te verzamelen, zodat de nesten vaker en voor langere tijd onbewaakt worden achtergelaten (Murton & Isaacson 1964). Gaaien en eksters zijn bijvoorbeeld niet in staat om houtduiven van het nest te verjagen en kunnen bijgevolg enkel onbewaakte nesten prederen (Murton & Isaacson 1964). Dit zorgt er op zijn beurt voor dat eipredatie bij houtduiven ook sterk dichtheidsafhankelijk is, aangezien conflicten tussen verschillende broedparen vaker optreden bij hoge dichtheiden. Vooral de mannetjes (die vooral tussen 10u en 17u broeden) laten bij hogere dichtheiden het nest vaker onbewaakt achter (Murton & Isaacson 1964).

In zijn totaliteit blijken de verliezen door predatie van eieren of nestjongen van ondergeschikt belang voor het populatieniveau bij houtduif, ten opzichte van de wintersterfte bij uitgevlogen jonge vogels. Ook het grote vermogen om vervangingslegsels te produceren vermindert de invloed van predatie sterk (zie 2.1.3.1.3) (Murton & Isaacson 1964, Murton & Westwood 1977).

Voor wat nestjongen betreft wordt in de literatuur enkel melding gemaakt van predatie door sperwer (*Accipiter nisus*) (Slater 2001).

Ook predatie van adulten wordt verondersteld van vrij geringe omvang te zijn, hoewel Bijlsma (2002c) vermeldt dat houtduiven prominent in de prooijijsten van zowel havik (*Accipiter gentilis*) als buizerd (*Buteo buteo*) aanwezig zouden zijn. Cramp (1980) bevestigt inderdaad een aandeel aan houtduifprooien in het dieet van buizerd, maar dan vooral op locaties waar minder zoogdieren als prooi beschikbaar zijn. Voor wat het dieet van havik betreft, worden wel vrij grote aandelen aan duivenprooien in het dieet vernoemd. Zo blijkt uit een aantal Duitse studies dat afwisselend stadsduiven en houtduiven als voornaamste prooisoort in het dieet van havik fungeren, waarbij het gezamenlijk aandeel van beide prooisorten tot 60% kan oplopen (Cramp 1980). In het dieet van sperwer daarentegen blijft het aandeel aan houtduiven in het dieet in bijna alle bestudeerde Europese landen onder de 5% (Cramp 1980). Géroudet (1983) daarentegen spreekt van een eerder gering aandeel aan houtduiven in het dieet van havik en slechtvalk (*Falco peregrinus*). Alhoewel de resultaten van Géroudet (1983) voor havik door Cramp (1980) worden tegengesproken, worden de bevindingen voor slechtvalk bevestigd door Verbelen (2007), waar in het dieet van 4 verschillende slechtvalkkoppels 2 maal geen, 1 maal 0,5% en 1 maal 9% houtduiven werden teruggevonden. Ondanks de kleine staalgrootte zijn de resultaten toch interessant aangezien het hier deels ook over observaties uit Vlaanderen gaat. Ook het predatieaandeel van gedomesticeerde katten (*Felis silvestris* f. *domestica*) lijkt voor wat duiven betreft eerder beperkt. Het merendeel van de vogelprooien die door katten worden gevangen is niet groter dan merel. Zowel stadsduiven als houtduiven zijn echter, zij het in lage aantallen, in het dieet van huiskatten teruggevonden (Baker et al. 2008). Over het algemeen lijkt het predatierisico bij adulte houtduiven sterk gerelateerd aan de algemene lichaamsconditie. Gezonde adulte dieren kunnen, indien ze niet worden verrast, een havik meestal in vlucht afhouden (Kenward 1978). Het risico op predatie door havik is bijgevolg hoger bij ondergeschikte duiven die, door een algemeen voedseltekort genoodzaakt zijn om zich met minderwaardig voedsel te voeden (en dus een slechtere lichaamsconditie hebben, zie 2.1.2.1) of om in kleinere groepen te foerageren (zie 2.1.2.2) (Kenward 1978).

2.1.3.2.3 Ziektes

Aviaire trichomoniasis, of 'het geel' is de voornaamste ziekte die bij alle duivensoorten voorkomt en wordt veroorzaakt door de flagellaat *Trichomonas gallinae*. De ziekte tast de bovenste delen van het spijsverteringsstelsel aan waar laesies tot secundaire infecties kunnen leiden met verhoging tot gevolg. Sterk pathogene stammen kunnen echter ook rechtstreeks organen aantasten, in sommige gevallen met dodelijke afloop (Villanúa et al. 2006). Bij houtduiven blijkt zowat 34% besmet, met een lager lichaamsgewicht en slechtere algemene gezondheidstoestand tot gevolg. De incidentie bleek het hoogst bij adulte dieren, wat haaks blijkt te staan op de situatie bij andere duivensoorten, zoals bijvoorbeeld rotsduiven (Newton 1998, Villanúa et al. 2006). Uitbraken van ziekteverschijnselen en sterfte zijn vaak populatiegerelateerd waarbij de verhoogde stress van overpopulatie tot letale superinfecties kan leiden (Butcher 2003). Verder blijkt het gebruik van gemeenschappelijke voedselbronnen (zoals voederemmers voor wild) en gemeenschappelijke drinkplaatsen de verspreiding van de besmetting in de hand te werken (Villanúa et al. 2006). Zo wordt de uitbraak waarbij 2.600 duiven stierven in hun winterverblijven in het zuidwesten van Spanje en Portugal toegeschreven aan het gemeenschappelijk voeden van de duiven bij voederplaatsen voor rode patrijs (*Alectoris rufa*) (Höfle et al. 2004). In een dergelijke context werd ook al het potentiële gebruik van dergelijke voederlocaties als middel om ziekte-uitbraken te bevorderen aangehaald (Höfle et al. 2004, Villanúa et al. 2006).

2.1.3.2.4 Bejaging en bestrijding (zie ook 9)

In Europa worden houtduiven al sinds lange tijd bejaagd en bestreden. Schattingen over het jaarlijks Europees afschot gaan uit van een minimum van 9,5 miljoen vogels die afgeschoten worden (Saari 1997b). Ook in Vlaanderen wordt de soort intensief bejaagd met een totaal gerapporteerd afschot van 590.000 duiven in 2007 (Scheppers & Casaer 2008). De openingstijden voor gewone jacht op de houtduif lopen voor de periode 2008-2013 van 15 september tot 28 of 29 februari. De rest van het jaar is er de mogelijkheid tot bijzondere bejaging (=ter voorkoming van schade) of bestrijding (=na schade) van de houtduif. In bijna alle Vlaamse wildbeheereenheden (WBE's) wordt op houtduif gejaagd met als zwaartepunt (33% van het gerapporteerde afschot) de provincie Antwerpen (Scheppers & Casaer 2008). West-Vlaamse WBE's waren verantwoordelijk voor zowat 15% van het gerapporteerde afschot in 2007 wat neerkomt op ca. 88.000 duiven (Scheppers & Casaer 2008).

Omtrent de impact van een hoge bejagingsdruk op de houtduivenpopulatie zijn zeer gericht in 1966 en 1974 twee studies gebeurd (Murton 1966, Murton et al. 1974b). Deze studies toonden onder andere aan dat juveniele dieren een hogere kans maken om geschoten te worden tot januari van hun eerste levensjaar, waarna die kans tussen januari en maart op gelijke hoogte kwam met die van de adulten (Murton 1966). Daaruit volgt dat het aandeel aan afschot vroeger dan januari vooral jonge dieren viseert en weinig effect op de populatie zal hebben (Murton 1966). In totaal bleek het effect van winterafschot nihil te zijn en zelfs mogelijk een omgekeerd effect te genereren. Dit is te verklaren doordat een aantal dieren die later in de winter toch van honger zou zijn overgekomen, wordt afgeschoten voordat ze nog voedsel hebben kunnen eten. Hierdoor is er meer voedsel beschikbaar voor de overlevende duiven. Wanneer daarbij in rekening wordt gebracht dat wintermortaliteit (als een functie van beschikbaarheid van voedsel) de meest bepalende factor voor populatiefluctuaties is (zie 2.1.3.2.1) dan kan een afschot met daaraan gepaard verhoogd voedselaanbod voor de overlevenden inderdaad in een schijnbaar paradoxale populatieaanwas resulteren (Murton et al. 1974b).

Later onderzoek door Inglis et al. (1990) spreekt dit echter tegen. Zij toonden aan dat, bij voldoende wintervoedsel, wintermortaliteit een minder grote rol in de populatieopbouw speelt en dat hierdoor de populatiegrootte op het einde van de winter rechtstreeks gerelateerd is aan die bij het begin van de winter. Daaruit volgt dat in dergelijke gevallen een winterafschot wel degelijk lokaal het aantal houtduiven kan reduceren (Inglis et al. 1990). Omtrent de Vlaamse

situatie m.b.t. de aanwezigheid van winter. Dezelfde studie toonde ook dat bij bejaging in de broedperiode de kans op eipredatie aanzienlijk stijgt en dit dus ook als een belangrijke populatieregulerende factor kan fungeren (Inglis et al. 1990). Dit wordt ondermeer aangetoond door een populatiemodel dat door Defra (2005) werd gegenereerd en waaruit blijkt dat bij een Britse populatie een verandering in winter/zomer afschotratio van 60:40 naar 40:60 over een periode van 60 jaar tot een populatiehalvering zou kunnen leiden. Door het toegenomen aandeel van bejaging in functie van gewasbescherming vindt zo'n verschuiving naar een verhoogd afschot in zomermaanden waarschijnlijk nu al effectief plaats op het terrein (Defra 2005).

Omtrent de verhouding zomer/winter afschot zijn in Vlaanderen geen gegevens bekend. In een Nederlands landelijk onderzoek, waarbij een premiesysteem tot hoger zomer afschot moest aanmoedigen, werd aangetoond dat de gevolgen van een dergelijke jarenlange intensieve jacht nauwelijks terug te vinden zijn in de populatieopbouw. Tussen 1954 en 1961 werden elk jaar 142.000 houtduiven geschoten, zonder significante daling in populatiedensiteit of gemiddelde levensduur tot gevolg (Doude Van Troostwijk 1964; Vergeer & Van Zuylen 1994). Het is echter onduidelijk hoe deze intensieve jacht seizoenaal was onderverdeeld. Het effect van een al dan niet verhoogd zomer afschot kan hierdoor moeilijk worden afgeleid (Doude Van Troostwijk 1964).

Samengevat kan worden gesteld dat de huidige manier van aantalsregulatie door afschot niet de gewenste resultaten oplevert. Waarschijnlijk ligt een verkeerde verhouding tussen de aantallen afgeschoten dieren in de winter en in de zomer hier mee aan de basis van. De Vlaamse huidige situatie is echter onvoldoende gekend. Deze studie beoogt dan ook dit deels mee in kaart te helpen brengen om zo eventuele knelpunten te identificeren.

2.1.3.2.5 Andere

Omtrent andere doodsoorzaken bij houtduif is weinig gekend. Vermoedelijk is enkel het verkeer van enig belang. Naar alle waarschijnlijkheid is, ondanks het feit dat houtduiven toch geregeld dood langs drukke wegen worden teruggevonden, door de omvang van de populatie in Vlaanderen het effect ervan echter zo goed als verwaarloosbaar.

2.1.3.3 Immigratie/emigratie

Houtduiven blijven in de regel aan hun geboorteregio gebonden (Glutz Von Blotzheim & Bauer 1980). Een Britse studie toonde dat van 492 terugmeldingen zich 75% binnen een straal van 40km rond de plaats waar de vogels waren geringd bevonden (Glutz von Blotzheim & Bauer 1980). Van de 87 in Nederland geringde en teruggemelde vogels (april-juli) bevonden er zich 56 (64%) bij hun geboorteplaats en bedroeg de afstand van de terugmeldingslocatie tot de geboorteplaats 19 keer 10km, 11 maal tussen de 20 en 60km en slecht 1 maal ca. 140km (Glutz von Blotzheim & Bauer 1980). Ook in een andere Nederlandse studie werd 64% van de geringde houtduiven binnen de 20km rond hun nestplaats teruggevonden (Doude Van Troostwijk 1964). Gevallen van vogels die in de broedperiode (dus buiten de trekperiode) tot op meer dan 2.000km van hun geboortegrond werden teruggemeld zijn gekend, maar blijken eerder uitzondering dan regel (Glutz von Blotzheim & Bauer 1980). De in het buitenland geringde vogels die in ons land werden teruggemeld (24,5%) waren allemaal afkomstig uit noordelijk gelegen landen, waarvan het merendeel uit Nederland (19,8%) en Duitsland (2,5%). De rest was afkomstig uit Denemarken en Fennoscandië (=Noorwegen, Zweden, Finland en de Russische delen Kola en Karelia) (Menschaert & Feryn 1989). Dit, in combinatie met het feit dat tussen West-Duitsland, Nederland en België geen echte dispersiebarrières (zoals bergen of zeeën) aanwezig zijn en dat het klimaat van deze 3 streken in grote mate overeenstemt, sterkt het vermoeden dat houtduiven uit deze 3 regio's waarschijnlijk een afzonderlijke populatie vertegenwoordigen (Doude Van Troostwijk 1964). Ook het feit dat het merendeel van de in Duitsland geringde en in Nederland teruggevonden duiven langs de Nederlands-Duitse grens

werden teruggevonden lijkt dit te bevestigen (Doude Van Troostwijk 1964). Al deze gegevens doen dus sterk vermoeden dat zowel immigratie als emigratie zeer beperkte tot verwaarloosbare componenten binnen de dynamica van onze Vlaamse populatie houtduiven zijn.

2.1.4 Verplaatsingen

2.1.4.1 Trek

Een groot deel van de Belgische populatie houtduiven gedraagt zich als standvogel, waarbij schattingen tussen de 45 en 70% schommelen, met een stijgend aantal trekkers bij slechte weersomstandigheden of voedselcondities (Doude Van Troostwijk 1964, Glutz von Blotzheim & Bauer 1980, Cramp 1985, Hoste 1987, Inglis 2002). Van 283 in ons land geringde en/of teruggemelde vogels gedroeg ongeveer 66% zich als standvogel en slechts een aantal vogels (9%) trok weg, bijna allen naar het zuiden van Frankrijk (Menschaert & Feryn 1989). Daarnaast blijkt uit Nederlandse en Engelse studies dat het in onze streken vooral vogels van één jaar oud zijn bij wie de trekreflex het grootst is (Doude Van Troostwijk 1964). Voor wat trek bij houtduiven in het algemeen betreft blijkt de januari-isotherm van 0°C ruwweg als de grens te fungeren waaronder de volledige populatie zich als trekvogel gedraagt (Glutz von Blotzheim & Bauer 1980, Géroudet 1983). Daarnaast blijkt dat, terwijl houtduiven uit Fennoscandië en Polen regelmatig in grote aantallen tot het Iberisch schiereiland trekken, de Belgische, Nederlandse en Noord-Duitse houtduiven nooit of slechts zelden verder dan de Pyreneeën trekken. De meer noordelijke populaties trekken dus gedurende de trekperiode *over* de West-Europese heen trekken (Glutz von Blotzheim & Bauer 1980, Saari 1997*b*). Vooral Noord-Duitse (>200.000 broedparen) en Deense (ca. 185.000 broedparen) vogels blijken grotendeels in Frankrijk of de lage landen te overwinteren (Linnartz 2002*b*).

Een onderzoek waarbij genetische merkers werden geïdentificeerd in zowel broed- als winterpopulaties bevestigt de bevindingen uit ringonderzoek en toont sterke gelijkenissen tussen Spaanse winterpopulaties en vogels uit de Baltische staten, terwijl broedvogels uit Oost-Europa dan weer nauwer verwant blijken te zijn met winterpopulaties in Centraal-Frankrijk (Sruoga et al. 2005). Dit wijst er ook op dat houtduiven uit de Baltische staten (ca. 500.000 broedparen) en Fennoscandië (ca. 1.500.000 broedparen) vooral een Noord-Atlantische vliegroute, langs de kusten van de Baltische Zee en de Noordzee, volgen, terwijl Oost-Europese vogels een meer continentale vliegroute volgen (Sruoga et al. 2005).

De najaarstrek vindt vooral in oktober-november plaats, met een piek tussen half oktober en half november (Linnartz 2002*b*, Waanders & Troost 2008). De voorjaarstrek vindt, in veel kleiner waargenomen aantallen, plaats in maart en april, met een piek in de tweede helft van maart en de eerste helft van april (Linnartz 2002*b*, Waanders & Troost 2008). Het aantal overtrekkende duiven wordt in Nederland in het najaar op 4-6 miljoen geschat, terwijl dat voor het voorjaar maar 1,5 tot 2 miljoen bedraagt (Linnartz 2002*b*). In België werden in maart-april van 2007 (week 10-17) in totaal 13.145 overtrekkende houtduiven genoteerd, waar dat in oktober-november (week 40-47) 1.553.233 duiven bedraagt (Waanders & Troost 2008). Een deel van dit verschil kan worden verklaard door een verschil in telintensiteit in het voorjaar ten opzichte van het najaar, maar zelfs wanneer we de uurgemiddelden van alle getelde jaren (2000-2007) met elkaar gaan vergelijken dan komen we voor maart-april op 12 waargenomen houtduiven/teluur, terwijl dat voor oktober-november 167 is (Waanders & Troost 2008). Het veel lagere aantal doortrekkers in het voorjaar ten opzichte van het najaar is waarschijnlijk het gevolg van een combinatie van factoren zoals wintersterfte, een meer oostelijke terugtrekroute en een gemiddeld hogere vlieghoogte in het voorjaar waardoor veel vogels nauwelijks zichtbaar zijn vanaf de grond (Linnartz 2002*b*).

De meeste houtduiventrek wordt in België in het centrum en oosten van het land vastgesteld, met de laagste aantallen langs de kust (Waanders & Troost 2008). Trek bij houtduiven vindt

vooral in de ochtend plaats, maar kan op het hoogtepunt van de trek tot de middag aanhouden (Linnartz 2002b).

2.1.4.2 Voedsel- en slaaptrek

Houtduiven foerageren zelden in de dichte nabijheid van hun broedgebied, zelfs wanneer daar geschikte gronden te vinden zijn. De afstand tussen de broed- en slaappleatsen en foerageergronden kan tot 65km bedragen, maar bedraagt in de regel zelden meer dan 15km (Cramp 1985). Gedurende de winter wordt wel soms gebruik gemaakt van tijdelijke slaappleatsen naast voedselgronden zonder dat de duiven telkens naar de vaste slaappleats terugkeren (Murton et al. 1964).

's Morgens vertrekken houtduiven kort na zonsopgang in grote groepen naar de voedselgronden in een tijdspanne die veel korter is dan die waarmee 's avonds naar de slaappleatsen wordt teruggekeerd (Cramp 1985). In lente en zomer, wanneer veel voedsel voorhanden is, worden frequenter verplaatsingen tussen slaappleats en voedselgronden ondernomen (Cramp 1985). In het broedseizoen worden ook verplaatsingen tussen nest en voedselgronden ondernomen om de broedende partner op het nest af te wisselen (Cramp 1985).

2.2 Holenduif (*Columba oenas*)

2.2.1 Algemene status

Het zwaartepunt van het Europese verspreidingsgebied van holenduif bevindt zich in Centraal- en West-Europa met lagere aantallen in Oost-Europa, Fennoscandië en het Middellandse Zeegebied (Möckel 1997, Burfield & Van Bommel 2004). Het is pas sinds het einde van de 19^e eeuw dat de soort zijn areaal westelijk tot in Vlaanderen heeft uitgebreid met eerste broedgevallen voor Limburg in 1884, Brabant in 1912, Antwerpen in 1919, Oost-Vlaanderen in 1920 en voor West-Vlaanderen in 1925 (Menschaert 1989). In Vlaanderen liep deze verbreiding voor een groot stuk simultaan met die van zwarte specht (*Dryocopus martius*), een soort waarvan de holen worden gebruikt om te broeden (Delmée 1988, Möckel 1997, Stevens 2004). In westelijk Vlaanderen is de toenmalige uitbreiding vermoedelijk eerder aan de holtes in de talrijke oude knotwilgen te danken, wegens het quasi ontbreken van de zwarte specht. Vanaf midden vorige eeuw kende de soort in onze contreien een grote terugval in aantal als gevolg van het gebruik van zaadontsmettingsmiddelen in de landbouw en herstelde pas na een verbod op deze producten in de jaren '70 (Delmée 1988, Menschaert 1989, Vergeer & Van Zuylen 1994, Bijlsma 2002b, Vermeersch 2004). De huidige verspreiding van holenduif lijkt in grote mate gerelateerd aan de aanwezigheid van geschikte broedplaatsen en het aanpassingsvermogen van de soort om alternatieve nestplaatsen te gebruiken (Delmée 1988, Möckel 1997, Vermeersch 2004). Daarnaast heeft de soort ook behoefte aan open gebieden met geringe bedekking voor zijn voedselvoorziening (Möckel 1997). De combinatie van beide factoren zorgt ervoor dat holenduiven erg goed gedijen in een versnipperd landschap met bosjes en veel akkerbouw. Hierdoor komt de soort in Hoog-België in veel lagere dichtheden voor dan in Laag- en Midden-België (Delmée 1988, Möckel 1997, Vermeersch 2004). Op Europese schaal wordt de huidige populatie op ca. 550.000 broedparen geschat (Möckel 1997, Burfield & Van Bommel 2004). Voor wat België betreft werd het aantal broedparen in 1972 nog op 16.000 geschat, maar recentere cijfers spreken van 6.100 broedparen in 1988 (Lippens & Wille 1972, Delmée 1988). Deze laatste schatting komt echter niet overeen met de beschrijving van het populatieherstel na de jaren '70 noch met populatieschattingen van de soort uit Nederland, waar de populatie in 1979-1985 op 30.000-40.000 broedparen werd geschat (Bijlsma 2002b). Recente populatieschattingen uit Nederland spreken dan ook van 60.000 broedparen in 2002 (Bijlsma 2002b). Ook recentere (1990) dichtheidsschattingen uit Zuid-West-Vlaanderen spreken van een dichtheid van 1.12 broedparen/km², waardoor de populatie in Vlaanderen vermoedelijk

eerder in de grootteorde van 20.000-30.000 broedparen moet worden geschat (Dochy 1995, Burfield & Van Bommel 2004).

2.2.2 Voedsel en foerageergedrag

2.2.2.1 Samenstelling dieet

Door het feit dat de snavel bij holenduiven fijner is dan bij houtduiven zijn het bij voorkeur zaadeters met een voorliefde voor het foerageren op zaden van akkeronkruiden (Bijlsma 2002b, Vermeersch 2004). Hierbij prefereren holenduiven braakliggende terreinen, geploegde akkers en stoppelvelden boven graslanden (Glutz von Blotzheim & Bauer 1980, Vergeer & Van Zuylen 1994, Bijlsma 2002b). Het voedsel bestaat in hoofdzaak uit zaden van grassen en graangewassen (ook maïs) en zaden van kruiden zoals ganzenvoet (*Chenopodium*), duizendknoop (*Polygonum*), muur, boterbloemen en verschillende composieten, vlinder- en kruisbloemigen (Glutz von Blotzheim & Bauer 1980, Géroudet 1983, Cramp 1985). Ook de bladeren van jonge planten, klaver en kolen, bessen, beukenootjes, eikels, naaldboomzaadjes en kleine ongewervelden worden gegeten (Glutz von Blotzheim & Bauer 1980, Géroudet 1983, Cramp 1985). Seizoensale variatie in de dieetsamenstelling is bij holenduiven sterk afhankelijk van het voedselaanbod, waarbij ze wel steeds een grotere variatie in hun dieet dan houtduiven vertonen (Cramp 1985). De dagelijkse voedselbehoefte bij holenduiven wordt, afhankelijk van het voedseltype, tussen de 30 en 50g geschat (Glutz von Blotzheim & Bauer 1980, Cramp 1985).

2.2.2.2 Foerageergedrag

Holenduiven zoeken hun voedsel voornamelijk op de grond, daarbij rondstappend en pikkend (Glutz von Blotzheim & Bauer 1980, Cramp 1985). Pieken in foerageerintensiteit worden 's morgens, 's middags en 's avonds waargenomen met intermediaire rustperiodes aan de rand van de foerageerzones, zodat ongeveer 30% van de daglichtperiode aan het foerageren wordt besteed (Cramp 1985). Holenduiven foerageren op de grond vaak in groep, terwijl dat in bomen eerder solitair gebeurt (Cramp 1985). Bij het in groep op de grond foerageren worden losse associaties met andere *Columba*-soorten aangegaan, maar de aankomst en het vertrek op de voedselgronden gebeuren in de regel apart (Cramp 1985). In de winter worden, net zoals bij houtduif, grote foerageergroepen gevormd, maar de groepsgrootte is bij holenduiven gemiddeld kleiner (Cramp 1985).

2.2.3 Populatieregulerende factoren

2.2.3.1 Voortplanting

2.2.3.1.1 Nest

Holenduiven zijn, zoals de naam laat vermoeden, holenbroeders die hun nest in allerlei soorten holtes kunnen maken. De voorkeur gaat uit naar boomholtes, in oorsprong in Vlaanderen zijn dit holtes uitgehakt door zwarte specht (zie 2.2.1), maar in westelijk Vlaanderen worden ook natuurlijke holten in oude knotwilgen (*Salix*) en populieren (*Populus*) gebruikt (Glutz von Blotzheim 1980, Hoste 1987, Delmée 1988, Menschaert 1989, Möckel 1997, Stevens 2004). Vooral bomen in open tot halfopen landschap worden, vanwege de nabijheid van landbouwpercelen voor het foerageren, geprefereerd. Ook in stadsparken met oude bomen wordt gebroed (Glutz von Blotzheim & Bauer 1980, Hoste 1987, Delmée 1988, Möckel 1997). Tegenwoordig broeden holenduiven echter in een grote variëteit aan holten zoals ook in nestkasten voor kerkuil (*Tyto alba*), torenvalk (*Falco tuniculus*) of bosuil (*Strix aluco*) (Delmée 1988, Menschaert 1989, Dochy 1995). Op sommige plaatsen, vooral in duinengebieden, broeden holenduiven ook in holen van konijn (*Oryctolagus cuniculus*) (Harrison 1977, Delmée

1988, Menschaert 1989, Möckel 1997). Verder worden ook holtes in rotsen en gebouwen bezet, alsook oude nesten van ekster, gaai, zwarte kraai, houtduif, havik en eekhoorn (Harrison 1977, Glutz von Blotzheim & Bauer 1980, Géroutet 1983). Bij uitzondering worden ook nesten buiten holtes gemaakt zoals in takkenhopen, op rotskliffen of onder struiken (Harrison 1977, Cramp 1985).

In de holtes worden de nesten ofwel helemaal niet aangelegd of bestaan ze slechts uit een rudimentaire verzameling van takjes en blaadjes op de bodem (Harrison 1977, Glutz von Blotzheim & Bauer 1980, Cramp 1985). De aanleg van een dergelijk nest kan echter wel 7 tot 9 dagen in beslag nemen. Het nest wordt niet vernieuwd voor de daaropvolgende broedsels in datzelfde jaar (Géroutet 1983). Wanneer vele holten op een beperkte ruimte beschikbaar zijn, kan de soort zich ook aanpassen aan het broeden in kolonieverband (Harrison 1977, Géroutet 1983, Cramp 1985, Delmée 1988, Möckel 1997).

2.2.3.1.2 Broedseizoen

Het broedseizoen bij holenduif is duidelijk korter dan dat van de andere in Vlaanderen voorkomende *Columba*-soorten en dat van Turkse tortel. Het strekt voornamelijk van maart-april tot augustus-september, maar ook gevallen uit februari en november zijn gekend (Glutz von Blotzheim & Bauer 1980, Géroutet 1983, Cramp 1985).

2.2.3.1.3 Broedbiologie

Holenduiven leggen meestal 2 eieren, maar nesten kunnen van 1 tot 6 eieren bevatten, hoewel in dat laatste geval dan vermoedelijk door meerdere vrouwtjes gelegd (Delmée 1954, Harrison 1977, Glutz von Blotzheim & Bauer 1980, Cramp 1985). De eieren worden door beide ouders bebroed gedurende 16-18 dagen (Delmée 1954, Harrison 1977, Cramp 1985).

De jongen zijn vliegvlug na een periode van 20 tot 30 dagen. Doordat ze pas na hun 1^e jaar seksueel matuur worden komen broedsels door eerstejaarsvogels bijna niet voor (Delmée 1954, Glutz von Blotzheim & Bauer 1980, Cramp 1985). In de regel produceert elk paar 2 tot 3, soms 4 legsels per jaar. Enkel in een Belgische studie uit 1954 werd een hoger gemiddelde vastgesteld (3,8 legsels per paar), maar vermoedelijk ligt het actuele cijfer dus rond drie nesten per jaar (Delmée 1954). Na het verlies van een nest door verstoring of predatie kan binnen de 15 dagen een vervangingsnest worden aangelegd (Harrison 1977, Cramp 1985).

Nestverlies en sterfte in rekening gebracht brengt een paar holenduiven op die manier per jaar gemiddeld ongeveer een 3-tal jongen groot (Glutz von Blotzheim & Bauer 1980, Géroutet 1983, Cramp 1985).

2.2.3.2 Sterfte

2.2.3.2.1 Algemeen

Over sterfte in de eerste levensfasen bij Belgische holenduiven zijn dankzij de studie van Delmée (1954) goede cijfers gekend. De gegevens zijn echter een halve eeuw oud en afkomstig uit de streek rond Doornik. Enige terughoudendheid i.v.m. de toepasbaarheid op de huidige situatie in West-Vlaanderen is daarom aan de orde. Delmée (1954) vond een zeer hoge eimortaliteit van 46%, waarvan 21% door desertie 19% door predatie en 6% door infertiliteit. De mortaliteit in het nest bedroeg daarnaast nog eens 30% van alle ontloken jongen, met als voornaamste oorzaken natuurlijke sterfte (20%) (waarschijnlijk vooral door voedselgebrek) en predatie (10%) (Delmée 1954). Een Engelse studie uit diezelfde periode vermeldt een veel lagere eimortaliteit (34%), maar hogere neststerfte (40%) (Cramp 1985). Dit resulteert echter in een vergelijkbare totale eerstejaarsmortaliteit (incl. eieren) van 62% in de Belgische studie en 60% in de Engelse (Delmée 1954, Cramp 1985). Cijfers in verband met de jaarlijkse adulte

mortaliteit schommelen tussen 44% en 57% met een gemiddelde van 50% (Delmée 1954, Gérardet 1983, Cramp 1983).

2.2.3.2.2 Predatie

Zoals vermeld onder 2.2.3.2.1 speelt predatie vermoedelijk een vrij belangrijke rol in de mortaliteit bij holenduiven gezien 25% van alle nesten ten prooi valt aan predatie (19% als ei, 6% als nestjong) (Delmée 1954). Hierbij worden vooral kraaiachtigen zoals kauw (*Corvus monedula*), zwarte kraai, ekster en gaai genoemd maar ook bos- en steenuil (*Athene noctua*) (Glutz von Blotzheim & Bauer 1980, Gérardet 1983, Cramp 1985). Nestpredatie door steenuil is echter twijfelachtig aangezien van holenduiven gekend is dat ze soms nestkasten met steenuilen delen (O. Dochy pers. meded.). Daarnaast bevestigen dieetanalyses voor bosuil wel verschillende duivenprooien, maar voor steenuil worden lijsterachtigen als maximale prooigrootte voor vogels genoemd (Cramp 1985). Zoals vermeld voor houtduif is het aandeel aan nestpredatie voornamelijk van belang in het dieet van ekster, gaai en kauw, terwijl dat voor zwarte kraai verondersteld wordt eerder beperkt te zijn (Cramp & Perrins 1994). Bij de zoogdieren worden eikelmuis (*Eliomys quercinus*) en steenmarter (*Martes foina*) genoemd, alhoewel door de beperkte verspreiding van de eerste soort in Vlaanderen het aandeel ervan naar alle waarschijnlijkheid zeer beperkt en lokaal is (Glutz von Blotzheim & Bauer 1980, Gérardet 1983, Cramp 1985, Verkem et al. 2003). Opvallend is dat rode eekhoorn nooit als potentiële eipredator van holenduiven wordt vermeld. Toch kan worden aangenomen dat het aandeel aan eipredatie van rode eekhoorn op holenduif niet onbestaande is. Rode eekhoorn is immers een gekende predator van vogeleieren en in Vlaanderen bestaat zeker enige habitatoverlap van de soort met holenduiven. Zoals hoger vermeld, is de omvang ervan vermoedelijk sterk afhankelijk van lokale factoren (zie 2.1.3.2.2). Verder beschrijft Cramp (1985) het actief verjagen van eekhoorn en zwarte specht door ouderparen van holenduif in de buurt van hun nest. Gedocumenteerde gevallen van predatie op holenduifeieren of -jongen door zwarte specht zijn echter niet gekend. Ook in analyses van het dieet van zwarte specht wordt geen melding gemaakt van nestpredatie zodat het verjagen van zwarte spechten eerder in verband met nestterritorialiteit kan worden gebracht (Cramp 1985).

Omtrent predatie onder adulte holenduiven worden havik, sperwer, bosuil en slechtvalk in de literatuur genoemd, maar het aandeel ervan in het dieet van deze soorten lijkt alvast verwaarloosbaar klein (Cramp 1980). Van slechtvalk bijvoorbeeld zijn tot dusver in onze regio geen gevallen i.v.m. predatie op holenduif geregistreerd (Verbelen 2007). Wel blijkt, net als bij houtduiven (zie 2.1.3.2.2), ook buizerd een potentiële predator op locaties waar minder zoogdieren als prooi beschikbaar zijn (Cramp 1985).

2.2.3.2.3 Bestrijding

Hoewel de holenduif in Vlaanderen niet tot de bejaagbare soorten behoort worden, door de sterke gelijkenissen en nauwe associaties met de bejaagbare houtduif jaarlijks mogelijk toch ook een aantal individuen ongewild mee afgeschoten. Ook staat de holenduif als regulier bejaagbaar vermeld in Griekenland, Frankrijk, Spanje en Portugal, landen waar ook een deel van de Vlaamse populatie in de winter naartoe trekt (zie 2.2.4.1). In Nederland is de holenduif beschermd in het kader van de flora- en faunawet, maar ter voorkoming van belangrijke schade kan de provincie ontheffing op grond van wetsartikel 68 verlenen voor het doden van holenduiven. Over het algemeen wordt echter vermoed dat bejaging een zeer geringe tot geen invloed op de holenduivenpopulatie heeft (Möckel 1997).

2.2.3.2.4 Andere

Het aandeel aan sterfte door verkeer, ziekte e.d. is ongekend maar draagt vermoedelijk weinig bij tot de totaal mortaliteit bij holenduiven (Glutz von Blotzheim & Bauer 1980).

2.2.3.3 Immigratie/emigratie

Slechts een gering aantal van de in België geringde vogels (ca. 12%) wordt in het buitenland teruggemeld (bijna allemaal in Frankrijk) en ook de rekrutering uit de ons omringende landen lijkt aan de lage kant, met slechts een aandeel van 7% aan in het buitenland geringde vogels die in ons land werden aangetroffen (bijna allen uit Nederland) (Glutz von Blotzheim & Bauer 1980, Menschaert 1989). Uit deze resultaten is niet duidelijk welk aandeel van de teruggemelde vogels het resultaat zijn van trekbewegingen en in welke gevallen het daadwerkelijk om dispersie gaat.

2.2.4 Verplaatsingen

2.2.4.1 Trek

In West-Europa bestaat de populatie holenduiven deels uit standvogels en deels uit migrerende individuen (in België ca. 50%) (Glutz von Blotzheim & Bauer 1980, Cramp 1985, Aebischer 2002). Meer noordelijke en oostelijke populaties (Fennoscandië en Oost-Europa) zijn daarentegen bijna volledig migratorisch en overwinteren voornamelijk in Zuid-Frankrijk en het Iberisch schiereiland maar ook in Nederland en België (Géroudet 1983, Cramp 1985, Linnartz 2002a). Bij residente populaties ten zuiden en ten westen van de januari-isotherm van 5°C wordt dan weer weinig tot geen trek vastgesteld (Géroudet 1983). Holenduiven trekken deels in soortspecifieke groepen en deels in gemengde groepen met houtduif (Linnartz 2002a). De najaarstrek over Nederland en België verloopt van halverwege september tot half november met een piek half oktober (Linnartz 2002a, Troost & Waanders 2008). De voorjaarstrek daarentegen gebeurt in veel kleinere aantallen dan de najaarstrek (Linnartz 2002a, Menschaert 1989, Troost & Waanders 2008). Zo wordt het aantal overtrekkende holenduiven in Nederland in het najaar op 200.000-280.000 geschat terwijl die in het voorjaar slechts op 100.000-140.000 worden geraamd (Linnartz 2002a). Dergelijke verschillen zijn waarschijnlijk, net zoals bij houtduif (zie 2.1.4.1) te wijten aan wintersterfte, een meer oostelijke terugtrekroute en een gemiddeld hogere vlieghoogte (Linnartz 2002b). Zo trekken West-Europese populaties (Denemarken, Duitsland) al vanaf februari naar hun broedgebieden terug, terwijl Noord-Europese vogels pas in maart terugtrekken (Linnartz 2002a).

2.2.4.2 Dispersie

In verband met dispersiemogelijkheden bij holenduif geven Britse gegevens vrij lage dispersiecapaciteiten aan. Zo bevonden slechts 13% van de 269 teruggemelde dieren zich op meer dan 25km van de plaats waar ze werden geringd (Cramp 1985). Wel lijkt de dispersie bij juveniele dieren iets hoger te liggen dan bij adulte dieren (Cramp 1985). Bij broedende holenduiven wordt de actieradius verondersteld het meest beperkt te zijn en tussen de 1 en 3km te liggen, hoewel voedsel in de krop toch zeker over 15km getransporteerd kan worden (Glutz von Blotzheim & Bauer 1980). Over het algemeen wordt bij holenduiven die zich als standvogel gedragen, de actieradius over het ganse jaar om en bij de 20km geschat (Delmée 1954).

2.2.4.3 Voedsel- en slaaptrek

Holenduiven verzamelen hun voedsel tot op enkele kilometers afstand van de broedplaats, zowel in bos als in open veld (Vergeer & Van Zuylen 1994). De intermediaire rustperiodes (zie 2.2.2.2) gebeuren vervolgens aan de rand van de foerageerzones, zodat enkel 's ochtends en 's avonds voedsel- en slaaptrek plaatsvindt (Cramp 1985). Tijdens de broedperiode wordt de actieradius echter kleiner (zie 2.2.4.2) en zijn er waarschijnlijk veel frequenter verplaatsingen tussen nest en voedselplaatsen (Glutz von Blotzheim & Bauer 1980).

2.3 Turkse tortel (*Streptopelia decaocto*)

2.3.1 Algemene status

De Turkse tortel, van oorsprong een Aziatische soort, heeft zich pas in de loop van de vorige eeuw over West-Europa verspreid (Cramp 1985, Vergeer & Van Zuylen 1994). Het areaal behelst in hoofdzaak gebieden in het laagland met warme zomers, zachte winters en een gemiddelde neerslag (Géroudet 1983). In de jaren '50 werden de Lage Landen bereikt, met de eerste geregistreerde broedgevallen in 1955 in België en in 1957 in Nederland (Lippens & Wille 1972, Vergeer & Van Zuylen 1994). In 1972 werd de Belgische populatie al op 40.000 tot 50.000 broedparen geschat (Lippens & Wille 1972, Cramp 1985). Recent lijkt de populatie gestabiliseerd en wordt op 60.000-100.000 broedparen geschat (Lafontaine 1988, Burfield & Van Bommel 2004). De soort is een echte cultuurvolger en leeft bijna uitsluitend in de omgeving van mensen, waarbij ook nachtelijke verlichting goed wordt verdragen, maar houdt van een minimum aan diversiteit in vegetatie (Géroudet 1983). Turkse tortels komen daarom ook vaak voor in residentiële buurten met voldoende bomen, parken, tuinen en relatief lage gebouwen (Géroudet 1983, Cramp 1985, Hoste 1987, Insley 2002). De soort vermijdt stadscentra, waarmee ze ook concurrentie van stadsduiven vermijdt (Cramp 1985, Insley 2002). Wel zijn Turkse tortels in de meer noordelijke delen van hun areaal meer aangewezen op steden en bebouwing voor hun voedselvoorziening. In landelijker gebieden komen ze vaak in de omgeving van graanopslag, pluimveekwekerijen of vee voor (Géroudet 1983, Insley 2002). In die regio's worden alle uitgestrekte gebieden zonder bebouwing, zoals bos, heide, duinen, polders of merengebieden gemeden (Hoste 1987, Van Gasteren 2002). In agrarisch gebied komt de soort in lage densiteiten voor, maar dan ook steeds in de nabijheid van boerderijen (Insley 2002). In tegenstelling tot *Columba*-soorten zijn Turkse tortels niet afhankelijk van de nabijheid van water voor drinken of om zich te wassen (Cramp 1985). Turkse tortels leven vaak in kolonies en kunnen, vooral in de winter, grote tot zeer grote foeragerende groepen vormen. Deze groepen blijven meestal beperkt onder de 100 dieren, maar occasioneel worden groepen van meer dan 1000, tot zelfs een extreem geval van 10.000 individuen opgetekend (Géroudet 1983, Cramp 1985). Grote groepen van meer dan 100 vogels komen enkel voor bij overabundant voedselaanbod, zoals bij graanoverslagplaatsen, open voedersilo's, en dergelijke (Géroudet 1983, Cramp 1985). De spreiding van de soort is zeer variabel. Normaal komen 1-2 broedparen per hectare voor, maar bij lokaal goede omstandigheden kan dit zeer uitzonderlijk oplopen tot ongeveer 10 broedparen/ha (Géroudet 1983, Vergeer & Van Zuylen 1994).

2.3.2 Voedsel en foerageergedrag

2.3.2.1 Samenstelling dieet

Het dieet van Turkse tortels bestaat voornamelijk uit plantaardig materiaal (Bezzel 1985). De voorkeur gaat uit naar vruchten en zaden van gras- en graangewassen (ook maïs), maar ook zaden van kruidachtige planten (*Polygonum*, *Chenopodiaceae*, *Amaranthus*, *Brassica*, *Sinapis*, *Barbarea*, *Galium*, *Convolvulus*, *Helianthus*) worden gegeten (Géroudet 1983, Cramp 1985). Verder eten Turkse tortels bladgroen, vruchten van bomen en struiken (*Sambucus*, *Vitis*), diervoeder en afval (Géroudet 1983, Cramp 1985). In landbouwgebieden wordt de soort vaak foeragerend op uitgestrooid voer van pluimvee en ingekulde veevoedervoorraden aangetroffen (Hoste 1987). Insecten en ongewervelden vormen eerder een verwaarloosbaar aandeel binnen het dieet (Géroudet 1983, Cramp 1985). Bij volwassen Turkse tortels bedraagt de dagelijkse voedselbehoefte om en bij de 20g en vaak zelfs minder (Glutz von Blotzheim & Bauer 1980, Gérardet 1983, Cramp 1985).

2.3.2.2 Foeragegedrag

Voedsel wordt voornamelijk van de grond genomen, hoewel met snelle vleugelslagen soms ook vruchten van struiken en bomen worden geplukt (Cramp 1985).

Onderzoek naar de vogels die gebruik maken van aangeplante bomen en struiken op landbouwbedrijven (Dochy 2008, in voorb.) wees uit dat Turkse tortels bij uitstek "erfvogels" zijn. Ze foerageren vooral bij (gemorst) silo- en pluimveevoeder. 's Winters bezoeken ze stoppels van korrelmais, maar ook dan worden de percelen dichtbij gebouwen geprefereerd.

2.3.3 Populatieregulerende factoren

2.3.3.1 Voortplanting

2.3.3.1.1 Nest

Turkse tortels bouwen hun nesten voornamelijk in bomen (zowel loofbomen, coniferen als hoge struiken), dicht bij de stam, meestal op een hoogte tussen de 3 en 12,5m, soms tot 18m, zelden onder 2,5m (Géroutet 1983). Daarnaast zijn ook enkele gevallen van nesten op menselijke structuren, zoals gebouwen en pylonen gekend (Harrison 1977, Gérardet 1983, Cramp 1985). Bij het begin van het broedseizoen wordt een nieuw nest aangelegd dat voor verschillende broedsels zal dienen (Géroutet 1983). Het nest bestaat uit een rudimentair platform van takjes en stengels dat door het vrouwtje wordt gebouwd met materiaal dat door het mannetje wordt aangebracht (Harrison 1977, Bezzel 1985, Cramp 1985).

2.3.3.1.2 Broedseizoen

Het broedseizoen bij Turkse tortel strekt zich voornamelijk van februari-maart tot september, met een piek van maart tot april, maar ook uit alle andere maanden zijn broedgevallen bekend (Harrison 1977, Gérardet 1983, Cramp 1985, Insley 2002).

2.3.3.1.3 Broedbiologie

Bij Turkse tortel worden meestal 2 eieren gelegd, die afwisselend door beide ouders worden uitgebroed gedurende 14-19 dagen (Harrison 1977, Gérardet 1983, Cramp 1985). 14 dagen na het uitkomen ondernemen de jongen de eerste vluchten om vervolgens op de leeftijd van ongeveer 17 dagen het nest te verlaten (Harrison 1977, Bezzel 1985, Cramp 1985). De jongen blijven daarna in de buurt van het nest, waar ze nog worden gevoed, tot ze volledig zelfstandig worden op de leeftijd van ongeveer 4 weken (soms 5-6) (Géroutet 1983, Cramp 1985). Jongen worden geslachtsrijp tussen 2,5 en 5 maanden, en vroeg geboren jongen zijn in staat om in hun geboortjaar te broeden (Géroutet 1983, Cramp 1985). 1-15 dagen na het uitvliegen van de jongen wordt een nieuw broedsel gelegd, waardoor, zonder verstoring of predatie, 3 tot 6 nesten tussen februari en september mogelijk zijn (Géroutet 1983, Cramp 1985). Het tijdsinterval tussen twee broedsels is langer wanneer hetzelfde nest wordt gebruikt (wat de regel is) dan wanneer een nieuw nest zou worden aangelegd (Cramp 1985). Broedsels die door verstoring of predatie verloren gaan worden ook bij Turkse tortels vervangen (Cramp 1985). In de regel heeft een koppel Turkse tortels 4 tot 5 legsels per jaar, waarbij ongeveer 4 tot 8 jongen worden grootgebracht (Cramp 1985, Hengeveld 1997, Van Gasteren 2002).

2.3.3.2 Sterfte

2.3.3.2.1 Algemeen

Cijfers omtrent eimortaliteit bij Turkse tortel zijn onduidelijk en zeer uiteenlopend (Cramp 1985). Het aandeel aan uitvliegende jongen lijkt niet alleen sterke regionale, maar ook

seizoenale verschillen te vertonen (Cramp 1985). Dit resulteert in een eerstejaarsmortaliteit die schommelt tussen de 50 en de 75% (Géroudet 1983, Cramp 1985).

Ook de cijfers voor de jaarlijkse adulte sterfte variëren sterk en gaan van 29 tot 55% (Géroudet 1983, Cramp 1985). In gevangenschap kunnen Turkse tortels een leeftijd boven de 25 jaar bereiken (Géroudet 1983). De oudste geringde wilde vogel had een leeftijd van 13 jaar en 8 maanden (Cramp 1985).

2.3.3.2.2 Predatie

Voor wat ei- en juveniele mortaliteit door predatie bij Turkse tortels betreft worden opnieuw ekster, gaai, kauw, zwarte kraai en eekhoorn als gekende predatoren vermeld (Géroudet 1983, Cramp 1985). Ekster wordt hierbij in West-Europa algemeen als de voornaamste predator van zowel eieren als juveniele Turkse tortels beschouwd (Cramp 1985), maar het aandeel van gaai en kauw is vermoedelijk niet verwaarloosbaar. Een Hongaarse studie naar de dieetsamenstelling van kauw vermeldt zelfs een dorp waar het volledige dieet van kauwen uit eieren en jongen van Turkse tortels bestaat (Cramp & Perrins 1994). Cramp (1985) meldt dat het aandeel van sterfte door predatie zeer laag ligt bij adulte Turkse tortels. Maar sinds eind de jaren 1980, na het verbieden van persistente pesticiden zoals DDT, is de sperwer overal sterk toegenomen en heeft daarbij de bebouwde kom gekoloniseerd. Waarschijnlijk is de sterfte door predatie nu veel hoger dan voordien, maar recente cijfers ontbreken. Het uitdoven van een cluster op de Zuidoost-Veluwe werd gerelateerd aan het verdwijnen van bouwland in combinatie met een toegenomen predatie door havik (Van Gasteren 2002).

2.3.3.2.3 Bestrijding

Gezien de soort slechts op weinig plaatsen als een pest wordt aanzien, hebben Turkse tortels vermoedelijk weinig te lijden onder afschot, zelfs in landen waar de soort bejaagbaar is (Cramp 1985). In België is de soort niet bejaagbaar en wordt ze door de grote verschillen in uiterlijk, gedrag en habitatgebruik met wel bejaagbare soorten en de lage hinder waarschijnlijk ook zeer zelden incidenteel of illegaal geschoten.

2.3.3.2.4 Andere

Over de verschillende ziektes en het aandeel aan verkeersslachtoffers bij Turkse tortels zijn geen gegevens beschikbaar, maar ook hier is de verwachting dat het aandeel ervan verwaarloosbaar is. Turkse tortels blijven vaak tot het allerlaatste moment op de weg zitten als een auto nadert om dan snel weg te vliegen. Verkeersslachtoffers zijn uitzonderlijk, de invloed van het verkeer op de totale sterfte is vermoedelijk verwaarloosbaar (O. Dochy pers. meded.).

2.3.3.3 Immigratie/emigratie

Juveniele Turkse tortels zijn nog niet plaatstrouw en daardoor in staat nieuwe gebieden te koloniseren (Bezzel 1985). Uit de schaarse ring- en terugvangstdata blijkt dat enige immigratie, zij het in kleine aantallen (ca. 12%), in België vooral door Duitse en Nederlandse vogels gebeurt. Dit effect wordt echter teniet gedaan door het aandeel aan Belgische vogels dat naar de ons omliggende landen emigreert (21%, vooral naar Frankrijk en Groot-Brittannië) (Franckx & Feryn 1989). Adulte Turkse tortels zijn vrij plaatstrouw en kunnen zich voor een periode van verschillende jaren op dezelfde locatie vestigen (Géroudet 1983, Van Gasteren 2002). Zo werden bij 41 geringde tweedejaars Turkse Tortels telkens 14 dieren 0-19 en 21-100km van de geboorteplaats teruggemeld en slechts 13 individuen op 140-180km (Glutz von Blotzheim & Bauer 1980).

2.3.4 Verplaatsingen

2.3.4.1.1 Trek

Zowel in het voorjaar als in het najaar worden groepen van zich verplaatsende individuen waargenomen (Van Gasteren 2002). Wel is het aandeel van werkelijke trekkers hierbij vermoedelijk vrij laag gezien Turkse tortels als overwegend standvogel bekend staan (Géroutet 1983, Van Gasteren 2002).

2.3.4.2 Voedsel- en slaaptrek

Van Turkse tortels is gekend dat ze, vooral in het winterhalfjaar, groepen kunnen vormen die gezamenlijk foerageren en slapen (Franckx & Feryn 1989). Bij dergelijke groepen worden in die periode dan ook foerageervluchten waargenomen (Van Gasteren 2002). Tijdens de broedperiode worden geen dergelijke associaties gevormd en is de voedsel- en slaaptrek dan ook veel minder uitgesproken en systematisch.

2.4 Stadsduif (*Columba livia f. domestica*)

2.4.1 Algemene status

De stadsduif, zoals die wereldwijd in de nabijheid van grote concentraties menselijke activiteit wordt aangetroffen, stamt af van gedomesticeerde vormen van de rotsduif (*Columba livia*). Dit domesticatieproces heeft geleid tot een gereduceerde territorialiteit, gewenst voor het gezamenlijk houden van meerdere duiven in tillen, die op zijn beurt de onnatuurlijk hoge populatiedichtheden in steden heeft gefaciliteerd (Haag-Wakernagel 1995). Alhoewel duiven al eeuwenlang door mensen worden gehouden en gekweekt en in de nabijheid van mensen voorkomen is het pas sinds het einde van WOII dat de stadspopulaties aanzienlijk in grootte zijn toegenomen, met een toename van de schade en overlast tot gevolg (Bezzel 1985, Haag-Wackernagel 1995, Saari 1997a, Van Veen 2001, Sacchi et al. 2002, Giunchi et al. 2007).

Op Europees niveau wordt de totale populatie op 5-15 miljoen broedparen geschat, met maximale dichtheden tot 2000 (Milaan, Italië), 3000 (Barcelona, Spanje) en zelfs 8000 duiven/km² (Venetië, Italië) (Saari 1997a, Sacchi et al. 2002, Burfield & Van Bommel 2004, Soldatini et al. 2006). Alhoewel het voorkomen van hoge dichtheden gerelateerd is aan lokale bevolkingsdichtheden, overschrijden de waarden in de genoemde steden die correlatie ruimschoots. Hier moet dan ook de invloed van grote aantallen toeristen, die enerzijds de duiven rechtstreeks voeden en anderzijds voor grote hoeveelheden organisch afval zorgen, in rekening worden gebracht (Buijs & Van Wijnen 2001, Soldatini et al. 2006).

Voor wat de aantallen en dichtheden van de soort in de Lage Landen betreft zijn weinig betrouwbare tellingen voorhanden. Alleen van Amsterdam zijn aantallen uit gerichte inventarisaties voorhanden waar tussen 11.886 en 15.139 duiven werden geteld, variërend in dichtheden van 70 tot 660 duiven/km² (Buijs & Van Wijnen 2001).

2.4.2 Voedsel en foerageergedrag

2.4.2.1 Samenstelling dieet

Bij rotsduiven bestaat het dieet uit zaden van graan, maïs, grassen en verschillende kruiden en gewassen. Daarnaast wordt ook fruit, bladgroen van bepaalde kruiden (bvb. boterbloem en muur) en stukken aardappel (*Solanum tuberosum*) gegeten. Ook dierlijk voedsel wordt opgenomen (aardwormen, slakken, spinnen en insecten), soms zelfs in grote hoeveelheden. Het dieet van stadsduiven komt hiermee in grote mate overeen, wanneer deze voedseltypes in de steden aanwezig zijn. Daarnaast eten stadsduiven ook zaden van perkplanten, knoppen van

bomen, bloemen, gallen en zeewier. Ook kunstmatig voedsel en afval zoals brood, snoepgoed, veevoer, noten, fruitresten, kaas, vis, vlees, vet, chocolade en ijscrème wordt vaak gegeten. Kleine kiezels en steentjes worden vooral 's ochtends gegeten en ook het eten van mortel van gebouwen is vastgesteld, waarschijnlijk voor calciumopname (Glutz von Blotzheim & Bauer 1980, Cramp 1985). Bij volwassen stadsduiven bedraagt de dagelijkse voedselbehoefte om en bij de 70g (Bijlsma 2002a).

2.4.2.2 Foerageergedrag

Net zoals bij houtduiven (zie 2.1.2.2), verloopt ook het foerageergedrag bij stadsduiven volgens een hiërarchisch systeem met een consistente pikorde (Murton et al. 1972b). Het verkennen en exploiteren van voedselgronden gebeurt volgens het principe van lokale versterking, waarbij duiven soortgenoten volgen die een voedselbron hebben gevonden (Murton et al. 1972b). Eens ter plaatse kopiëren de vogels elkaars gedrag om zo door sociale organisatie dezelfde en meest geschikte voedselbronnen te kunnen gebruiken (Murton et al. 1972b). Hierdoor moeten onervaren en juveniele vogels zich op een dergelijke manier binnen de groep positioneren dat zij kunnen zien wat de meer ervaren vogels eten (Murton et al. 1972b, Sol et al. 1998). Zo bevinden zij zich meestal aan de voor- en zijkant van de groep zodat ze kunnen omkijken naar de andere etende vogels i.p.v. achteraan waar zij enkel de achterzijde van de vogels voor zich zouden kunnen zien (Murton et al. 1972b). Ook bleken individuen met een hoger gewicht en sociale status zich meer in het midden van de groepen te voeden en meer voedsel op te nemen (Murton et al. 1972b). Bij stadsduiven is vooral de hoeveelheid voedsel die op een bepaalde plaats gedurende een ganse dag aanwezig is, bepalend voor de groepsgrootte (Murton et al. 1972b). Zoals vermeld wordt door lokale versterking nieuw voedsel telkens door een aantal individuen ontdekt, waarna de rest aansluit. Hierdoor zouden, bij een laag voedselaanbod en een hoge groepsgrootte, een aantal duiven niet voldoende koren bij een voedende groep kunnen aansluiten om aan hun dagelijkse behoefte te voldoen (Murton et al. 1972b). Deze dieren zouden dan genoodzaakt zijn aparte groepen te vormen die zich elders voeden, met een gemiddeld lagere groepsgrootte tot gevolg. Verder spenderen stadsduiven zowel in de zomer als de winter een vergelijkbaar aantal uren (6u in de zomer en 7u in de winter) per dag aan foerageren, wat in de winter natuurlijk wel een veel groter procentueel aandeel van de daglichtperiode uitmaakt (Murton et al. 1972b). Deze veranderde tijdsverdeling heeft dan ook zijn gevolgen voor eventuele seizoenale verschillen in broedgedrag (zie 2.4.3.1.2). Binnen de context van een beperkt voedselaanbod in een stedelijke omgeving ondervinden stadsduiven ook voedselconcurrentie van andere stadsvogels zoals eenden, mussen, houtduiven, Turkse tortels, meeuwen, spreeuwen (*Sturnus vulgaris*) en kraaiachtigen (Van Veen 2001).

2.4.3 Populatieregulerende factoren

2.4.3.1 Voortplanting

2.4.3.1.1 Nest

Afstammend van de rotsduif, een klifbroeder, maken stadsduiven hun nesten voornamelijk op artificiële kliffen zoals richels en andere uitsteeksels op gebouwen, bruggen, magazijnen, ed. (Vergeer & Van Zuylen 1994). Het nest wordt door beide seksen samen, alhoewel voornamelijk door de vrouwtjes, gebouwd. Het bestaat uit een losjes geconstrueerde kom van takjes, wortels, grashalmen en blaadjes met soms ook kleine stukjes wrakhout, zeewier, veren, papier en zelfs blik en andere metalen, weliswaar altijd zonder echte bekleding (Glutz von Blotzheim & Bauer 1980, Harrison 1977, Géroudet 1983, Cramp 1985). Wanneer de nestplaats sterk bevuild is door bvb. uitwerpselen, stof of veren, dan kan het nest ook gewoon een vlakke komvormige uitsparing in deze laag vuil zijn (Glutz von Blotzheim & Bauer 1980). Nesten worden in kolonies aangelegd (Glutz von Blotzheim & Bauer 1980, Harrison 1977, Cramp 1985), bij voorkeur op een hoogte van minimaal 10m, maar gevallen van nesten op grondniveau en zelfs daaronder

(keldergaten, riolen e.d.) zijn gekend, vaak op plaatsen met minder licht (Glutz von Blotzheim & Bauer 1980, Harrison 1977).

2.4.3.1.2 Broedseizoenen

In tegenstelling tot de situatie bij andere *Columba*-soorten zoals houtduif, holenduif en rotsduif wordt het broedseizoen bij de stadsduif niet onderbroken door een winterperiode waarin niet wordt gebroed (Murton et al. 1972a, G eroudet 1983, Giunchi et al. 2007). Cijfers tonen aan dat enkel wanneer de temperatuur onder de -5°C zakt, de broedactiviteit echt onderbroken wordt, een temperatuur die in een stedelijke omgeving in Vlaanderen slechts zeer zelden wordt bereikt (Van Veen 2001). Ook het verlengen van de fotoperiode door kunstmatig licht in de steden is waarschijnlijk een oorzaak van het ononderbroken broedseizoen bij stadsduiven (Bijlsma 2002a). Wel liggen de aantallen adulte duiven met een sterk vergrote krop en adulte mannetjes met voldoende grote testes gemiddeld hoger in het voorjaar en de zomer (Murton et al. 1972a, Murton et al. 1974a). Ook ligt het aantal eieren dat verloren gaat door nestdesertie met 21,3% merkbaar hoger in het winterhalfjaar (sep-feb) dan de 13,7% die voor het zomerhalfjaar (mrt-aug) wordt gevonden (Murton et al. 1972a).

2.4.3.1.3 Broedbiologie

De tijd nodig voor de balts en paarvorming tot aan de eigenlijke eiafleg bedraagt bij stadsduiven slechts 1-2 weken (Murton et al. 1972a). De incubatie duurt vervolgens gemiddeld 16-19 dagen waarna de jongen na ongeveer 25 dagen uitvliegen (Murton et al. 1972a, Glutz von Blotzheim & Bauer 1980, Cramp 1985). De leeftijd waarop de eerste maal wordt gebroed bedraagt bij rotsduiven gemiddeld 1 jaar, maar stadsduiven kunnen al geslachtsrijp zijn op de leeftijd van 6 maanden (Murton et al. 1974a, G eroudet 1983). Jongen die in januari het nest verlaten kunnen al in de zomer van datzelfde kalenderjaar geslachtsrijp worden (Murton et al. 1972a). Een paar kan een tweede nest bouwen en aan een tweede broedsel beginnen vanaf het moment dat hun jongen ongeveer 20 dagen oud zijn en door deze overlap kan één paar stadsduiven potentieel 9 tot 10 broedsels per jaar voortbrengen (Murton et al. 1972a). Cijfers uit een studie in Manchester (UK) tonen wel aan dat binnen een populatie stadsduiven slechts een derde van de populatie tot broeden kwam (Murton et al. 1972a). Een dergelijk laag aantal broedende paren dat het hele jaar broedt, is voornamelijk gerelateerd aan het constante karakter van een aantal omgevingsfactoren zoals nestgelegenheid en voedselaanbod (Murton et al. 1972a). Daarnaast is de genetische diversiteit in stadspopulaties veel groter en seksueel divergent door de input van voor domesticatie geselecteerde fenotypes, wat tot een restrictie van het aantal mogelijke broedparen heeft geleid (Murton et al. 1972a, Johnston & Johnson 1989). Bij de paren die wel broeden worden in één jaar tijd tussen de 7 en 9 broedsels gelegd (met meestal 2 eieren per broedsel), waarvan 3 tot 6 broedsels (6 tot 11 jongen in totaal) ook uitvliegen (Murton et al. 1972a). Op die manier kwam in Manchester de totale productiesnelheid van de hele populatie (dus inclusief niet-broedende vogels) op 1,2 jongen per paar/jaar (Murton et al. 1972a).

Een dergelijke productie is zeer laag in vergelijking met rotsduif (4-5 jongen, maximaal 6 per broedpaar) en is ook ongeveer de helft van de productie gevonden bij houtduif (2,2 jongen per paar/jaar) (Murton et al. 1972a, Del Hoyo et al. 1997). Wel blijkt de *potentiële* broedcapaciteit nog een stuk hoger te liggen. Zo kunnen in gevangenschap gekweekte speelduiven 12 tot 14 nesten per jaar grootbrengen (soms zelfs tot 16) en kunnen jongen er al seksuele maturiteit bereiken vanaf een leeftijd van 3 maanden (del Hoyo et al. 1997).

2.4.3.2 Sterfte

2.4.3.2.1 Algemeen

De studie uit Manchester (UK) toonde bij stadsduif een verlies van 31% onder de gelegde eieren (waarvan 55% door infertiliteit of nestdesertie) en een verlies van 24% van de uitgekomen jongen voor het uitvliegen (waarvan 42% door natuurlijke sterfte) (Murton et al. 1972a). Verder bedroeg de juveniele sterfte (tussen uitvliegen en adult) 43% (Murton et al. 1972a). De jaarlijkse adulte sterfte in de populatie uit Manchester bedroeg dan weer 33,5%, vergelijkbaar met de 30% in een populatie rotsduiven en de 35,6% die voor houtduif werd beschreven (zie 2.1.3.2.1) (Murton et al. 1972a). Het hoger aandeel van juveniele ten opzichte van adulte mortaliteit blijkt vooral gerelateerd aan het voedselaanbod, gezien de jongen zich in de regel trager voeden en een lagere sociale positie binnen foeragerende groepen innemen (zie 2.4.2.2) (Sol et al. 1998).

Het feit dat de jaarlijkse adulte sterfte ongeveer even hoog is als die bij houtduif, een soort van een totaal verschillend en veel variabelere milieu, is zeer opmerkelijk. Een mogelijke verklaring hiervoor is de hoge snelheid waarmee assertieve juvenielen van stadsduif zich binnen het sociale systeem kunnen handhaven en zelfs adulte dieren verdringen (Murton et al. 1972b).

2.4.3.2.2 Predatie

In de studie uit Manchester (UK) kwamen van alle fertiele en bebroede eieren 83% uit, een aandeel dat weinig verschilde in het zomerhalfjaar (83,7%) ten opzichte van het winterhalfjaar (82,7%) (Murton et al. 1972a). Daaruit volgt dat gedurende het hele jaar 17% van alle bebroede eieren verloren gaat door predatie of een ander soort verlies (infertiliteit en nestdesertie zijn hier niet meegerekend, anders is verlies aan eieren 31%, zie 2.4.3.1.2). Dit komt neer op gemiddeld 14% van alle eieren. Over eipredatoren is weinig gekend, maar te verwachten is dat dezelfde eipredatoren als bij houtduif, als die in steden voorkomen, ook de nesten van stadsduiven prederen. Zo komen gaai, ekster en kauw zeker in aanmerking en is het belang van eipredatie in hun dieet ook goed gekend (Cramp & Perrins 1994). Ook worden gedomesticeerde kat, bruine rat, zwarte rat (*Rattus rattus*) en steenmarter als potentiële eipredatoren genoemd (Murton et al. 1972a, Géroutet 1983). Dezelfde studie toonde aan dat van alle uitgekomen kuikens 10% stierf in het nest en nog eens 14% werd gepredeerd nog voor ze konden uitvliegen, waardoor dus in totaal 76% van alle uitgekomen jongen (63% van afleg) uiteindelijk uitvliegt (Murton et al. 1972a). Ook hier kunnen vermoedelijk dezelfde nestpredatoren als bij houtduiven worden aangeduid.

In vergelijking met populaties van rotsduif bracht de populatie in Manchester gemiddeld 6% meer jongen groot, voornamelijk als een gevolg van een lagere wintersterfte in het beschermende stedelijke milieu (Murton et al. 1972a).

Als potentiële predatoren van adulte stads- en rotsduif worden het vaakst slechtvalk, havik, sperwer en in mindere mate gedomesticeerde kat genoemd. Het aandeel aan sterfte door predatie bij volwassen stadsduiven lijkt eerder beperkt, met weinig tot geen populatieregulerend effect tot gevolg. Dit wordt deels aangetoond door het feit dat de gemiddelde groeps grootte bij stadsduiven kleiner is dan bij wilde rotsduiven en dat er geen verschil merkbaar is in gemiddelde groeps grootte bij duiven die naar de voedselgronden trekken en groepen die ervan terugkeren (Soldatini et al. 2006). Bij rotsduif is de gemiddelde groeps grootte van terugkerende duiven waarschijnlijk groter als het gevolg van anti-predator strategieën en het wegvallen van de negatieve effecten van voedselcompetitie die aan grotere groepen verbonden zijn (Soldatini et al. 2006). Een dergelijk voordeel is enkel relevant wanneer het predatierisico hoog is. Grotere groepen zouden bij een laag predatierisico immers een verhoogde kans lopen om de weinige aanwezige predatoren aan te trekken (Soldatini et al. 2006).

Cijfers uit steden waar slechtvalk broedt spreken over aantallen van 20 tot maximaal 150 teruggevonden stadsduifprooien per paar per jaar (Verbelen 2007, Van Kleunen et al. 2005). Ook landelijke cijfers uit het dieet van slechtvalken in Groot-Brittannië en Duitsland vermelden stadsduiven als de belangrijkste prooi-soort (Cramp 1980). Hoewel gekend is dat een paar slechtvalken met jongen tot drie duiven per dag kan vangen, zijn er echter geen aanwijzingen dat in steden broedende slechtvalken een effect hebben op de lokale populatie stadsduiven (Van Kleunen et al. 2005). Resultaten uit Nederland tonen een verwaarloosbaar effect van de predatie van stadsduif door havik en sperwer (Van Veen 2001, Van Kleunen et al. 2005). Ook in New York City (US) komen wilde populaties slechtvalk en roodstaartbuizerd (*Buteo jamaicensis*) voor, voor wie stadsduiven het voornaamste voedsel vormen. Ook daar is de impact ervan op de stadsduivenpopulatie onbekend (Felder et al. 2007).

Zoals vermeld bij houtduif (zie 2.1.3.2.2) is het aandeel van gedomesticeerde kat eerder beperkt, alhoewel aanzienlijk hoger dan bij houtduif, hetgeen een gevolg van de hogere dichtheden van zowel katten als stadsduiven in urbane milieus is (Baker et al. 2008). Daarnaast tonen ook dieetanalyses van bosuilen, alhoewel niet als predator genoemd, in verstedelijkt milieu soms een aanzienlijk aandeel aan stadsduifprooien (Cramp 1985).

2.4.3.2.3 Ziektes

Het risico op ziekte-uitbraken (zoals trichomoniasis, zie 2.1.3.2.3) binnen een duivenpopulatie hangt af van de algemene gezondheidstoestand en populatiedichtheid (Van Veen 2001). Van Veen (2001) plaatst ziekten wel bij de vier belangrijkste doodsoorzaken van stadsduiven, maar geeft geen cijfers i.v.m. de mate van belang ervan. Villanúa (2007) vermeldt wel een zeer hoge prevalentie (93%) bij rotsduiven, wat toch inderdaad ook significante cijfers bij stadsduiven doet vermoeden. Wel zijn bij stadsduiven een groot aantal ziektes bekend die van minder populatieregulerend belang zijn maar die potentiëel gevaarlijk voor de mens kunnen zijn. Deze ziektes worden behandeld onder 3.4.

2.4.3.2.4 Bestrijding

Bestrijding van schade door stadsduiven gebeurt op veel verschillende manieren (zie 4.2.1). Traditioneel wordt jaarlijks een zo groot mogelijk aantal duiven weggevangen en gedood. Zo werden in Gent over de laatste 4 jaar gemiddeld 2.362 duiven gevangen per vangstseizoen (1 november tot 15 maart) (Stad Gent pers. meded.). Ook in Brugge worden jaarlijks duiven gevangen, die hier weliswaar niet worden gedood. Vangstaantallen in Brugge liggen wel een stuk lager met in 2007 ca. 415 duiven (Stad Brugge pers. meded.). Alhoewel bestrijding dus een groot deel van de populatie kan treffen en een belangrijke oorzaak van adulte mortaliteit vormt, lijkt het populatieregulerend effect verwaarloosbaar (zie 4.2.1.1). Zo werden in Manchester over een periode van 3 jaar 9000 duiven gedood om een populatie van 2600 naar 1300 stadsduiven terug te brengen (Murton et al. 1972a).

2.4.3.2.5 Andere

Er zijn geen aantallen van verkeersslachtoffers bekend bij stadsduiven en de impact op de populatie is dus ook niet in te schatten. Het sedentaire karakter van de soort en zijn vermogen zich zeer goed aan te passen in een menselijke omgeving laten evenwel vermoeden dat de aantallen verwaarloosbaar zijn. De typische vluchtreactie, waarbij stadsduiven tot op het laatste ogenblik wachten om voor een aanrijdende auto op te vliegen (Cramp 1985) laat een verregaande gewenning aan het verkeer vermoeden. Wel noemt Van Veen (2001) het verkeer als een van de belangrijkste doodsoorzaken bij stadsduiven, maar opnieuw worden cijfers hieromtrent niet vermeld.

2.4.3.3 Rekrutering

Onderzoek uit Basel (CH) heeft aangetoond dat de populatieaanwas door immigratie van ontsnapte gedomesticeerde duiven (speelduiven) een te verwaarlozen factor vormt binnen de dynamiek van een stadspopulatie, gezien deze duiven niet in staat bleken om zich op lange termijn in de stad te vestigen (Haag-Wackernagel 1995). Van de verschillende Vlaamse steden waar een bestrijdingsplan voor duiven van kracht is, zijn enkel uit Brugge gegevens rond de rekrutering vanuit gedomesticeerde duiven bekend. Hier werd in 2007 bij 20% van alle gevangen stadsduiven een pootring aangetroffen (Stad Brugge pers. meded.). Gaia (2008) spreekt in zijn nota ivm stadsduivenoverlast over 10-40% geringde duiven bij vangsten in de steden, maar de herkomst van deze cijfers is onduidelijk.

De meest recente cijfers uit Nederland bevestigen deze gegevens en geven voor Amsterdam en Rotterdam een richtcijfer van 24% en voor Utrecht zelfs 30% (Van Veen 2001). Oudere cijfers uit Nederland geven voor kleinere steden nog hogere cijfers en een mogelijke verklaring hiervoor kan liggen in het feit dat de stadsduiven daar meer in het buitengebied gaan foerageren, waar verdwaalde speelduiven zich bij de groepen aansluiten (Van Veen 2001). Over het totaal aantal speelduiven dat tijdens wedstrijden verloren gaat spreken cijfers uit Nederland uit 1998 over een 2 miljoen vermiste duiven (Van Veen 2001). Waarschijnlijk is de jaarlijkse rekrutering dus aanzienlijk, maar is het onzeker in welke mate deze gedomesticeerde dieren in staat zijn zich op langere termijn binnen de populatie te handhaven en er zich voort te planten. Wanneer de rekrutering echter inderdaad in de grootte-orde van verschillende 100.000'en dieren per jaar zou liggen, hoeven deze dieren zich natuurlijk niet vlot voort te planten om toch een belangrijke impact op de aanwezige populatie te hebben.

2.4.4 Verplaatsingen

2.4.4.1 Trek

Ondanks het vermogen zich over grote afstanden terug naar hun nestlocatie te verplaatsen zijn vrijlevende populaties van zowel rotsduif als de gedomesticeerde vorm, standvogels in hun volledige verspreidingsgebied (Glutz von Blotzheim & Bauer 1980, Cramp 1985, Smiddy 2002).

2.4.4.2 Dispersie

De weinige bekende gegevens tonen aan dat stadsduiven vrij sedentair zijn onder normale omstandigheden. Van de 1269 gemerkte duiven die in het onderzoek in de haven van Manchester werden gemerkt en teruggevonden bevond 85% binnen de 91m rond de plaats waar ze werden gemerkt en slechts 1 had meer dan 6km afgelegd (Murton et al. 1972a). Ook een andere studie uit Brno (Tsjechië) toont gemiddelde verplaatsingen van 5-8km, zelden meer dan 18km en met uitzonderingen tot 30km (Cramp 1985). Enkel in de laatste uitzonderlijke gevallen betreffen de verplaatsingen daadwerkelijke dispersievluchten (Cramp 1985).

2.4.4.3 Voedsel- en slaaptrek

Een dagelijkse voedseltrek vanuit de kolonie naar voedselgronden is een typisch gedragskenmerk gekend bij rotsduiven (Baldaccini et al. 2000, Soldatini et al. 2006). Hoewel dit gedrag door domesticatie meestal verloren is gegaan, kan het soms nog worden geobserveerd in stadsduifpopulaties, zij het met een grote variatie tussen verschillende steden (Vergeer & Van Zuylen 1994, Soldatini et al. 2006). Hierbij is soms slechts een deel van de populatie betrokken en in bepaalde gevallen kan dit gedrag ook als extreem zeldzaam worden bestempeld (Murton et al. 1972a, Sacchi et al. 2002, Soldatini et al. 2006).

Het beperken van de voedselbronnen voor stadsduiven is een veel voorgestelde aanpak voor bestrijding (zie 4.2.2.3). Het effect van dergelijke maatregelen is logischerwijs gerelateerd aan

de mobiliteit van de lokale populatie en dus meer efficiënt bij populaties die zich minder verplaatsen (Soldatini et al. 2006). In stadscentra die een groot aantal toeristen aantrekken is het voedselaanbod in de stad vaak groot door bijvoederen. Als gevolg daarvan kunnen hoge aantallen duiven overleven en vertonen ze nauwelijks verplaatsingen tot buiten de stad. (Soldatini et al. 2006). Om een idee te krijgen of het voedselaanbod in een stad voldoende is voor de lokale populatie, is het dus zinvol om na te gaan of er voedselvluchten plaatsvinden. Dit inzicht kan belangrijk zijn voor het kiezen van de juiste controlemaatregelen (zie 5.1).

Voedseltrek bij stadsduiven vertoont een sterke jaarlijkse fluctuatie. Net zoals bij rotsduiven worden gedurende de wintermaanden opmerkelijk minder foerageervluchten afgelegd en vermindert de algemene activiteit van de duiven aanzienlijk (Baldaccini et al. 2000, Soldatini et al. 2006). Wel is het zo dat bij verplaatsingen gedurende de wintermaanden de gemiddelde groepsgrootte toeneemt (Soldatini et al. 2006). Zoals eerder vermeld werden geen verschillen opgemerkt in de groepsgrootte bij de trek van en naar de voedselgronden (Soldatini et al. 2006).

3 Overlast veroorzaakt door duiven

3.1 Houtduif

Daar houtduiven zich in de regel eerder solitair en minder in groepen in de buurt van bewoning ophouden zorgen ze voor weinig tot geen overlast in steden. Ook bij het foerageren vermijden houtduiven veelal verstedelijkt gebied. Wel duidt Bijlsma (2002c) op een stijgend aandeel aan houtduiven als stadsbroedvogel, maar dit beperkt zich vermoedelijk vooral tot stadsparken en grote tuinen, waar de aanwezigheid geen overlast teweegbrengt.

Zoals blijkt uit de opzet van deze studie zijn houtduiven in landbouwgebieden wel verantwoordelijk voor aanzienlijke overlast. Zo worden houtduiven al sinds de jaren '60 als een van de belangrijkste pestsoorten in de landbouw beschouwd, verantwoordelijk voor aanzienlijke schade aan vooral graan- en koolgewassen (Defra 2005). Uit enquêtes uitgevoerd door het weekblad Boer & Tuinder in de jaren 1995, '97, '99 en 2001 blijkt ook in onze streken de houtduif telkens de voornaamste veroorzaker van landbouwschade te zijn (Deroo 2003). Ze veroorzaken er vooral pik- en vraatschade aan verschillende gewassen. Dit heeft geleid tot intensieve bestrijdingcampagnes en een grote variëteit aan beschikbare verjagingstechnieken (zie 4).

In de provincie West-Vlaanderen komt het merendeel van de klachten met de schijnbaar grootste schadeclaims uit de (bloem-)kolenteelt. Ook in de enquêtes van Boer & Tuinder bleken bloemkolen telkens het hoogste aantal gemelde schadegevallen op te leveren (Deroo 2001). Het feit dat ook andere koolgewassen, bonen, erwten en witloof prominent in deze schadelijsten voorkwamen blijkt daarnaast nogmaals het vermoeden te bevestigen dat het merendeel van de schade door houtduiven wordt veroorzaakt (zie 2.1.2.1). Evaluatieresultaten van een schademeldpunt voor duivenschade geven in die context aan dat in door houtduiven zwaarst aangetaste percelen de schade tot om en bij € 2.000 per ha kan oplopen (Masquelin & Pollet 2007). Naast de groententeelt blijkt ook het schade-aandeel van houtduiven in de fruitteelt niet gering. Zo wordt in de enquêtes uit Boer & Tuinder (Deroo 2003) de houtduif, naast kraaiachtigen, als een van de belangrijkste veroorzakers van schade in de fruitteelt aangeduid.

3.2 Holenduif

Holenduiven leveren door hun geringe dichtheden in stedelijke milieus geen overlast op.

In landbouwgebieden is het aandeel van de schade door holenduiven ongekend. Gezien de veel lagere dichtheden en de meer uitgesproken voorkeur voor zaden van kruidachtige gewassen en grassen is de verwachting weliswaar dat het aandeel een stuk lager ligt dan dat van houtduif. Gegevens uit Nederland spreken inderdaad ook enkel over zeer lokale en geïsoleerde schadegevallen door holenduiven aan ijsbergsla, granen en graszaad (www.faanabeheereenheid.nl).

3.3 Turkse Tortel

Turkse tortels prefereren, in tegenstelling tot houtduiven en holenduiven, wel verstedelijkt milieu en bebouwing waar ze vaak voedsel vinden rond voederplaatsen en voederopslagplaatsen voor vee en huisdieren. Zelden tot nooit wordt de soort daarbij als schadelijk omschreven. Ook in tuinen veroorzaakt ze zelden overlast, alhoewel ze er een frequente bezoeker is (Van Den Bossche 2008). Het aandeel aan schade dat door Turkse tortels aan landbouwgewassen wordt veroorzaakt is ongekend, maar ligt, gezien zijn habitat- en dieetvoorkeur en beperkte dagelijkse voedselbehoefte, vermoedelijk zeer laag. Mogelijk is er plaatselijk wel verlies te verwachten aan veevoeder in openluchtvoederplaatsen bij grote concentraties duiven.

3.4 Stadsduif

Het belangrijkste aspect van overlast door stadsduif is de bevuiling en schade die de duiven aan gebouwen in steden aanrichten. Muren, ramen en beeldhouwwerken worden bevuild, waterafvoersystemen kunnen verstopt raken door nestmateriaal en de zuurtegraad van de uitwerpselen kan stenen en metalen onderdelen van gebouwen versneld doen eroderen (Van Veen 2001, Felder et al. 2007). Literatuurgegevens gaan ervan uit dat een duif per jaar ongeveer 10-12kg natgewicht of 2,5kg drooggewicht aan uitwerpselen produceert. Het jaarlijks verwijderen van al deze uitwerpselen is zeer kosten- en arbeidsintensief. Daarnaast kunnen duiven, door het nauwe contact met mensen in de stad, ziektes en parasieten op de mens overbrengen. De belangrijkste ziektes hierbij zijn ornithose (duivenmelkerlong of papegaaienziekte) (veroorzaakt door *Chlamydia psittaci*), histoplasmose (veroorzaakt door *Histoplasma capsulatum*) en cryptococcose (veroorzaakt door *Cryptococcus neoformans*) (Van Veen 2001, Felder et al. 2007). Ornithose is een van vogels op mensen overdraagbare, acute infectie van de longen, waarvan vermoedelijk 12,5% van alle gevallen bij mensen zijn oorsprong bij duiven vindt (Van Veen 2001). De ziekte, net zoals histoplasmose en cryptococcose, kan overgedragen worden door inademing van geïnfecteerde duivenuitwerpselen bij mensen die in nauw contact komen met duiven (Van Veen 2001, Felder et al. 2007). Een studie uit Zagreb (HR) toonde aan dat zowat 15% van alle stadsduiven *Chlamydia psittaci* uitscheiden (www.rivm.nl). De incidentie van deze drie ziekten onder mensen is evenwel zeer laag. In Nederland werden in de periode 2000-2005 jaarlijks gemiddeld 30 gevallen van ornithose opgetekend (Dijkstra & Stenvers 2006, www.rivm.nl). Histoplasmose en cryptococcose vormen vooral een gevaar voor personen met een immuundeficiëntieziekte (zoals HIV) (www.rivm.nl). De salmonellavariant die vele duiven met zich meedragen is niet schadelijk voor de mens (Van Veen 2001). Wel kunnen stadsduiven ook parasieten met zich meedragen zoals teken, vlooiën, mijten en luizen, maar hiervan zijn slechts enkele gevallen van overdracht op de mens gekend (Van Veen 2001, Felder et al. 2007). Samenvattend kan dus worden gesteld dat het gevaar van stadsduiven voor de volksgezondheid zeer beperkt tot onbestaand is.

Lawaaihinder is een andere vaak genoemde vorm van duivenoverlast, vooral bij extreem hoge dichtheden. Veelal betreft het dan het gekoer, maar ook het slaan met vleugels wordt soms als storend ervaren. Wel moet worden vermeld dat de aanwezigheid van stadsduiven vaak ook als positief wordt ervaren. Stadsduiven bieden niet alleen afleiding en vermaak, ze kunnen ook een gevoel van 'rijkdom' geven en ze verlevendigen vaak het biologisch steeds sterielere wordende stadsbeeld (Van Veen 2001).

Voedselvluchten van (delen van) stadspopulaties naar omliggende akkerlanden zijn gekend en alhoewel daar voornamelijk graanafval en veevoeder wordt gegeten, wordt ook soms rechtstreeks op de gewassen gefoerageerd (Sacchi et al. 2002). Het aandeel van de gewassenschade dat daadwerkelijk door stadsduiven wordt veroorzaakt is ongekend en vormt daarom, samen met de voedselvoorkeur bij stadsduiven, ook een onderwerp van deze studie. In 1995 maakten stadsduiven in de enquête uit Boer & Tuinder nog een aanzienlijk aandeel van de gemelde schadegevallen uit (Deroo 2001). In 1997 daarentegen was dit aantal schadegevallen al aanzienlijk teruggevallen en in 1999 werden zelfs geen gevallen meer gemeld. De herkenbaarheid van de schade in functie van de veroorzaker ervan speelt hier wellicht een belangrijke rol in de opgetekende verschillen (Deroo 2001). Zo is het onduidelijk of de aanvankelijke stadsschade uit 1995 ook van houtduiven afkomstig was en in latere jaren als dusdanig is herkend of effectief is teruggevallen. Ook kan het zijn dat, door de stijgende schade door houtduiven, geen onderscheid tussen de verschillende soorten meer is gemaakt en alle schade aan houtduif werd toegeschreven.

4 Technieken voor het beperken of voorkomen van duivenschade

Het verminderen van het aantal duiven in een bepaalde regio of op een bepaalde locatie kan op twee manieren. In eerste instantie kan een reductie van het aantal individuen in een (al dan niet lokale) populatie worden beoogd (populatieregulatie). Dit kan door het verhogen van de sterfte of door het verlagen van de reproductie. In tweede instantie kunnen op specifieke locaties de dieren worden verjaagd (verjaging). Dit resulteert in enkel een lokaal effect, maar kan soms even efficiënt zijn.

4.1 Landbouw

4.1.1 Populatieregulatie

Conform het jachtdecreet van 24 juli 1991 en de daarop van toepassing zijnde jachtopeningsbesluiten van 13 juni 2008 kunnen in Vlaanderen enkel houtduif bejaagd en bestreden worden. Gezien de meeste schade in landbouwgebieden waarschijnlijk door houtduif wordt veroorzaakt, een bejaagbare soort, gebeurt het reguleren van de populatie ter voorkoming van schade aan landbouwgewassen in hoofdzaak door bejaging (bijzondere bejaging). Aantalsregulatie met chemische middelen en het wegvangen en doden van duiven zijn zeer ongeschikte methodes in een landelijke omgeving, respectievelijk door de niet soortspecifieke aanpak en lage efficiëntie.

4.1.1.1 Aantalsreductie

- Afschot:

De bejaging van houtduif in Vlaanderen is volgens de openingsbesluiten van 13 juni 2008 toegestaan van 15 september tot 28/29 februari. Bejaging kan op zeer gerichte locaties in een grote aantalvermindering van een bepaalde soort resulteren (Bishop et al. 2003). In veel gevallen slaagt bejaging er echter niet in een populatie aanzienlijk te reduceren gezien die mortaliteit niet gauw rekruteringscijfers door voortplanting en immigratie zal overstijgen (Bishop et al. 2003). Daarnaast kan het zijn dat door bejaging gewoon dat deel van de populatie wordt gedood dat anders door ziekte of ondervoeding zou zijn omgekomen (de zogeheten 'doomed surplus') (Murton et al. 1974b) (zie 2.1.3.2.4). Het geweer kan daarnaast ook als verjaging worden gebruikt, maar hierbij wordt vaak aangeraden dat geregeld enkele dieren worden gedood om zo de efficiëntie van het verjagingseffect te behouden, alhoewel dit effect onzeker is (Bishop et al. 2003). Wel zorgt bejaging voor een positieve perceptie van bestrijding. Los van al dan niet aangetoonde effecten op lokale schade en/of populatiegrootte wordt bejaging altijd aanzien als een positieve actie naar het oplossen van het probleem toe (Bishop et al. 2003). Daarvan getuigt ook de recente vraag van een aantal landbouwers uit Heuvelland naar een versoepeling van de jacht op houtduif (www.vilt.be). De huidige impact en effecten van de bejaging van houtduif in West-Vlaanderen zijn voorlopig onvoldoende gekend om een inschatting te kunnen maken van het potentieel van bejaging in het reduceren van de populatiegrootte.

4.1.1.2 Verlagen reproductie

Het rechtstreeks verlagen van de reproductie van de wilde duivensoorten is in landelijk gebied geen optie, het is simpelweg onbegonnen werk. Enerzijds kan het toedienen van reproductieremmers niet soortspecifiek gebeuren en anderzijds zijn de broedplaatsen te verspreid en onbereikbaar voor manipulatie op en van de nesten. Het aanbieden van

alternatieve nestplaatsen, die wel vlot toegankelijk en manipuleerbaar zijn, zou bij overpopulatie voor holenduif een optie kunnen zijn, maar is zeer arbeidsintensief en door de grote oppervlakte zeer inefficiënt. Nesten van verwilderde stadsduiven die op of in boerderijgebouwen broeden, kunnen daar soms wel rechtstreeks bestreden worden.

4.1.2 Verjaging

4.1.2.1 Exclusietechnieken:

- **Afschermen met gaas of netten:** Een methode die door zijn kostprijs enkel geschikt is voor zeer lokaal en gericht gebruik, zoals bvb. fruitbomen (Bishop et al. 2003). Bij vollegrondsgroenten verhinderen netten een goede toegang tot de gewassen, wat het onderhoud sterk bemoeilijkt (Bishop et al. 2003).
- **Zwakstroomdraden:** Deze worden bij vollegrondsgroenten rond de percelen geplaatst ter voorkoming van schade door konijn en haas (*Lepus europaeus*). Het verjagend effect ervan op duiven is ongekend, maar naar verwachting laag.

4.1.2.2 Verstoringstechnieken

- **Geluid:**
 - o **Gaskanonnen:** Gaskanonnen produceren luide knallen door het ontsteken van propaangas. Deze veldkanonnen zijn traditioneel de meest gebruikte techniek om vogels van landbouwgewassen te verjagen, alhoewel ze niet altijd een even hoge efficiëntie halen. Verschillende studies rond schade door 'blackbirds' (familie Icteridae, troepialen) aan gewassen tonen aan dat het gebruik van gaskanonnen vrij effectief kan zijn wanneer het gebruik ervan wordt gecombineerd met andere verjagingstechnieken (Bishop et al. 2003). Ook het aantal gaskanonnen en het type spelen een belangrijke rol. Zo resulteerde het gebruik van een enkel kanon, elke 2 minuten afgevuurd, niet in een reductie van schade door troepialen aan maïs. Twee draaiende kanonnen met een ontsteking met variërende tijdsintervallen konden de verliezen daarentegen met 73% terugdringen en ook bij een enkel kanon met dubbel gesynchroniseerde ontsteking bedroeg dit 66% (Bishop et al. 2003). De belangrijkste reden voor een verminderde efficiëntie van dergelijke kanonnen is de gewenning bij een gebruik dat niet genoeg varieert. Zo raden verschillende studies aan de kanonnen om de paar dagen te verplaatsen en variabele ontstekingsintervallen te gebruiken (Bishop et al. 2003). Alhoewel het gebruik van gaskanonnen dus wel degelijk efficiënt kan zijn, veroorzaken dergelijke systemen ook vaak overlast bij omwonenden en is een beredeneerd gebruik ten eerste aan te raden. Recent is ook een doffeknalkanon ontwikkeld dat minder omgevingshinder veroorzaakt en goede eerste resultaten laat optekenen (POVLT 2005).
 - o **Vuurwerk:** Het gebruik van voetzoekers en alarm- en vogelafweerpistolen blijkt een efficiënte methode in het verjagen van vogels, alhoewel een deel van de efficiëntie door de nodige menselijke aanwezigheid kan te verklaren zijn. Wel is de methode zeer arbeidsintensief (Bishop et al. 2003, POVLT 2005). Daarnaast is voor het gebruik van een specifiek vogelafweerpistool (met vuurwerk) een politievergunning verplicht. Bij een gewoon alarmpistool (enkel geluid) geldt deze vergunningsplicht niet.
 - o **Biologische geluidstechnieken:** Dit zijn technieken waarbij geluiden met biologische relevantie worden afgespeeld, zoals alarmroepen, noodroepen en predatorgeluiden (Bishop et al. 2003). Aangezien het reageren op alarm- en noodkreten een hoge ovelevingswaarde heeft zijn dergelijke geluiden efficiënter in het verjagen en minder aan gewenning onderhevig (Bishop et al. 2003). Deze methode heeft een zeer hoge

efficiëntie bij bvb. meeuwen en kraaiachtigen. Duiven daarentegen produceren geen makkelijk te identificeren alarm en noodroepen en worden ook niet makkelijk verjaagd door roepen afkomstig van andere soorten (Bishop et al. 2003). Het afspelen roofvogelgeluiden heeft een veel lagere biologische relevantie aangezien roofvogels in stilte jagen en is daarom waarschijnlijk veel minder efficiënt (Bishop et al. 2003).

- o **Ultrasone geluidsgolven:** Een zeer dure techniek met zeer twijfelachtige efficiëntie waarbij zelfs indicaties bestaan dat het gehoor van duiven niet tot in het ultrasone spectrum reikt (Bishop et al. 2003).

- **Visuele verjaging:**

- o **Menselijke activiteit:** De nabijheid van menselijke activiteit, en dan vooral voetgangers blijkt zeer efficiënt in het verjagen van vogels (Bishop et al. 2003). Wel is dit als methode zeer arbeidsintensief en wordt de methode het best passief gebruikt (aanleggen van schadegevoelige teelten in de nabijheid van veel menselijke activiteit).
- o **Vogelverschrikkers:** Deze methode bestaat erin menselijke activiteit in de omgeving na te bootsten. Traditioneel wordt met poppen en kledingstukken gewerkt maar recent zijn ook bewegende, zichzelf opblazende poppen beschikbaar, de zogenaamde *Scarey Man*. Dit systeem blijkt een zeer hoge efficiëntie te hebben, die ook nog wordt verhoogd wanneer het gebruik ervan voldoende wordt gevarieerd (verplaatsen, wijzigende intervallen). Alhoewel studies omtrent het gebruik van de *Scarey Man* een snelle gewenning bij reigers en aalscholvers, met daaruitvolgende lage efficiëntie tonen, blijkt het gebruik ervan bij duiven wel tot goede resultaten te leiden (Bishop et al. 2003, POVLT 2005).
- o **Namaakroofvogels en vliegers:** De meeste imitatieroofvogels die op de markt beschikbaar zijn worden door de wind in de lucht geblazen en geven zo de indruk van een vliegende roofvogel. De methode is zeer gevoelig aan gewenning en afhankelijk van de aanwezigheid van wind maar is door zijn lage kost en arbeidsintensiteit toch vrij efficiënt (Bishop et al. 2003). De methode waarbij een heliumgevulde ballon wordt opgelaten, al dan niet met imitatieroofvogel eraan bevestigd, heeft een hogere efficiëntie maar is veel arbeidsintensiever (POVLT 2005).
- o **Duivenlijken:** Het gebruik van vogellijken of replica's ervan geven, afhankelijk van de soort vrij goede resultaten. Zo verminderden geverfde metalen modellen van houtduiven met uitgestrekte vleugels schade aan kolen voor een periode van een 4-tal weken. Echte krenge van houtduif met uitgestrekte vleugels daarentegen gaven een significant effect over een periode van 9 weken. Ook vleugels en driedimensionale levensgrote modellen gaven soortgelijke goede resultaten (Bishop et al. 2003). Wel moeten zowel de krenge als de vleugels in goed conditie blijven om efficiënt te blijven. De methode heeft als grote nadeel dat, vooral bij het gebruik van echte krenge, het maatschappelijke draagvlak ervoor niet zo groot is. Dit blijkt bijvoorbeeld uit de recente protesten na het ophangen van kraaielijken rond een perceel in Grammene, Oost-Vlaanderen (www.nieuwsblad.be). Daarnaast is het ophangen of laten liggen van krenge uit bestrijding niet in overeenstemming met de Vlaamse regelgeving inzake afvalstoffen (Faveyts 2007).
- o **Overige:**
 - **Ballonnen:** Goedkope maar weinig efficiënte methode van verjaging, zeer gevoelig aan gewenning (Bishop et al. 2003, POVLT 2005).
 - **Radiogestuurde vliegtuigjes:** Zeer effectieve maar extreem arbeidsintensieve en dure methode (Bishop et al. 2003).

- **Spiegels en reflectoren:** Claims rond de efficiëntie van spiegels in vogelafweer zijn uiteenlopend en niet onderzocht (Bishop et al. 2003). Een verregaander vorm van spiegelgebruik is de 'Peaceful Pyramid' waarbij een pyramidevormige spiegel elektronisch wordt geroteerd, maar ook deze methode blijkt weinig efficiënt tegen duiven (POVLT 2005).
 - **Wimpels, vlaggen en linten:** Bij deze methode worden door de wind veroorzaakte beweging gebruikt om vogels te verjagen. Het succes van de methode is zeer variabel, maar door zijn extreem lage kostprijs toch interessant (Bishop et al. 2003).
- **Chemische verjaging:**
- o **Gedragsafweermiddelen:** worden via lokaas aangeboden. De bekendste soort is Avitrol (4-aminopyridine), een stof die ervoor zorgt dat vogels die ervan eten zich vreemd gaan gedragen en alarmroepen produceren. Dit gedrag schrikt soortgenoten zeer efficiënt af. Door het aanbieden onder de vorm van lokaas is de methode niet soortspecifiek en de dosering moeilijk. Te hoge doses zijn lethaal (Van Veen 2001).
 - o **Smaakafweermiddelen:** Het gebruik van smaakafweermiddelen is een dure methode met variabel effect. Degelijke effecten vergen immers herhaald gebruik in hoge doseringen. Daarom is het gebruik ervan slechts rendabel op kleine oppervlakte met geconcentreerde schade, zoals akkerranden langs bosranden (Bishop et al. 2003).
- **Valkerij:** Het gebruik van slechtvalk en havik om vogels te verjagen is zeer efficiënt, maar zeer duur en moet zeer vaak worden herhaald (Bishop et al. 2003).

4.1.2.3 Habitatmodificatietechnieken

- **Vegetatiebeheer:** Hiermee wordt het aanpassen van de vegetatie in de leefomgeving van de soort bedoeld, zodat de te beschermen plaatsen minder aantrekkelijk worden voor de geviseerde soorten, of andere, nabij gelegen plaatsen aantrekkelijker. Het is bekend dat klavervelden een grote aantrekkingskracht uitoefenen op de houtduif. Het gebruik van dergelijke velden als alternatieve voedselbron kan de dieren eventueel van schadegevoelige teelten weghouden wanneer ze daar actief verjaagd worden (Bishop et al. 2003). Onder experimentele omstandigheden is bij oosterse tortel (*Streptopelia orientalis*) aangetoond dat de schade door de soort aan uitgezaaide rijst aanzienlijk vermindert wanneer een alternatieve voedselbron wordt aangeboden (*in casu* gerst) (Yamaguchi & Yoshida 2006). Het gebruik ervan is evenwel duur en moet goed worden geplaatst in tijd en ruimte. De velden moeten binnen het foerageergebied van de soort liggen en beter voedsel dan de geviseerde gewassen aanbieden. Ook moet verstoring er tot een absoluut minimum worden beperkt en moet afweer op de te beschermen velden nog steeds worden toegepast (Bishop et al. 2003). Daarom is extra informatie i.v.m. zowel ruimtelijke als seizoensale teeltvoorkeur en –gebruik nodig om een dergelijke methode met hoge efficiëntie te implementeren.

4.2 Bebouwde kom

4.2.1 Bestrijding

4.2.1.1 Aantalsreductie

Maatregelen die proberen actief in te grijpen op het niveau van het aantal stadsduiven hebben maar een tijdelijk effect en moeten dus met grote regelmaat gebeuren (Murton et al. 1972a, Van Veen 2001). Ze blijken ook zeer inefficiënt om het aantal stadsduiven in een populatie te

verminderen (Murton et al. 1992a, Haag-Wackernagel 1995, Van Veen 2001, Van Kleunen 2005, Felder et al. 2007). Door het verwijderen van een deel van een stedelijke populatie wordt de concurrentiedruk immers verlaagd wat de overlevingskansen van de overige duiven (vooral juvenielen) gevoelig verhoogt. Op deze manier wordt de populatie dus verjongd en aangezien stadsduiven geslachtsrijp zijn op 6 maanden en tot 11 jongen per jaar kunnen grootbrengen, is de populatie snel opnieuw op zijn oude niveau of zelf hoger (Haag-Wackernagel 1995, Van Veen 2001, Van Kleunen et al. 2005, Felder et al. 2007). Desalniettemin blijft aantalsreductie een zeer veelvuldig gehanteerde manier van overlastbestrijding en de meest gebruikte methoden hiervoor zijn:

- **Chemische middelen:** Chemische middelen worden via lokaas aangeboden. Enerzijds kunnen toxische stoffen zoals blauwzuur worden gebruikt. Blauwzuur veroorzaakt een zeer snelle (enkele seconden) verlamming van de ademhaling, is zeer efficiënt en niet dieronvriendelijk. In de zomer moet echter worden opgepast, gezien door het lage kookpunt van blauwzuur de stof snel verdampt en duiven mogelijks te kleine doses binnenkrijgen met een lange lijdensweg tot gevolg. Daarnaast worden vaak ook narcotica gebruikt, hetzij om de dieren te verdoven en daarna te doden, hetzij om ze rechtstreeks te doden via overdosering. Dosering is echter moeilijk en bij verstoring kunnen verzwakte dieren wegvliegen en zich verwonden of op andere plaatsen sterven, waar de kadavers niet worden ingezameld, wat een extra vervuilend effect heeft (Van Veen 2001).
- **Wegvangen van duiven:** Hierbij worden met netten of vangkooien een aantal duiven weggevangen, waarna ze worden gedood, elders losgelaten of in gevangenschap worden gehouden. Deze methode wordt in de meeste van de Vlaamse steden met een actief duivenbeleid toegepast. In Gent werden zo in de laatste 4 jaren gemiddeld 2362 duiven weggevangen, die daarna werden gedood (Stad Gent pers. meded.). In Brugge werden in 2007 ca. 415 duiven weggevangen, die verder levend werden verkocht als huisdier (Stad Brugge pers. meded.). Beide steden ondernamen pogingen geringde duiven terug aan de eigenaars te bezorgen, maar ervaring vanuit Stad Gent leert dat daar geen behoefte aan bestond wegens mogelijke ziekteoverdracht (Stad Gent pers. meded.).

4.2.1.2 Verlagen reproductie

- **Chemische reproductieremmers:** Van de verschillende chemische reproductieremmers die voorhanden zijn blijken Nicarbazine en ethinylestradiol/levonorgestrel het meest geschikt. Wel zijn de effecten enkel merkbaar op middenlange termijn en moeten de producten herhaaldelijk worden toegediend, wat kostenverhogend is. Gezien het feit dat het broedseizoen bij stadsduiven toch een licht verschil vertoont tussen zomer en wintermaanden (zie 2.4.3.1.2) kan een beperking van het toedienen van dergelijke reproductieremmers tot de zomermaanden wel kostenverlagend werken met slechts een geringe afname in efficiëntie tot gevolg (Giunchi et al. 2007).
- **Chirurgische sterilisatie:** Het chirurgisch steriliseren van stadsduiven na vangen is een methode die op lange termijn zeker efficiënt is, maar zeer kosten- en arbeidsintensief is. Ook maken het frequent voorkomen van verschillende letale postchirurgische complicaties zoals verklevingen en buikvliesontsteking de methode zeer dieronvriendelijk.
- **Eimanipulatie:** Eimanipulatie omvat het geheel of gedeeltelijk verwisselen van het broedsel door hardgekookte of kunsteieren of het schudden en weer terugleggen van eieren (Van Veen 2001, Bishop et al. 2003, Van Kleunen et al. 2005, Felder et al. 2007). Eieren kunnen ook worden doorprikt, maar hiervan kunnen sommige eieren nog steeds uitkomen en deze eieren worden ook vaker verlaten om een nieuw legsel te produceren (Bishop et al. 2003). Ook het inoliën van eieren blijkt een zeer goedkope en efficiënte methode te zijn (Bishop et al. 2003). Hierdoor wordt de luchttoevoer door de eischaal verhinderd en kunnen de embryo's onvoldoende ontwikkelen (Bishop et al. 2003). Deze

methode is, met gebruik van paraffine, met 100% succes ($n=231$) toegepast op Canadese gans (*Branta canadensis*) en, met gebruik van witte minerale olie, met 91-92% efficiëntie toegepast op ringsnavelmeeuw (*Larus delawarensis*) en Amerikaanse zilvermeeuw (*Larus smithsonianus*) (Bishop et al. 2003). Deze methodes genieten de voorkeur op het enkel wegnemen van eieren, aangezien duiven in dat geval immers vrij snel een nieuw broedsel produceren, waardoor de impact op de populatie nihil wordt (Van Veen 2001, Bishop et al. 2003). De effectiviteit van eimanipulatie hangt wel samen met de bereikbaarheid van de nesten en daarom wordt bij dergelijke systemen vaak gewerkt met plekken in de vorm van duiventillen, waar duiven zowel voedsel als nest- en verblijfplaatsen kunnen vinden (Van Veen 2001).

4.2.1.3 Verlagen rekrutering

Aangezien onduidelijkheid bestaat over het belang van rekrutering door ontsnapte en verwilderde speelduiven in de opbouw van stadsduivenpopulaties (zie 2.4.3.3) is het beperken ervan voorlopig niet aan de orde (Van Veen 2001). Verder onderzoek i.v.m. daadwerkelijke rekrutering en broedsucces van verdwaalde speelduiven in stadspopulaties zou dit kunnen verhelderen.

4.2.2 Verjaging

In een verstedelijkte omgeving zijn de meeste verjagingstechnieken af te raden, omdat de middelen vaak ook de omgeving storen, niet soortspecifiek zijn, geen langdurig effect genereren en als dieronvriendelijk bestempeld kunnen worden. Bij direct gebruik kan wel een hoge (maar meestal kortetermijns-) efficiëntie worden gehaald. Hierdoor kunnen sommige methodes wel een geschikte optie vormen op bepaalde moeilijk te beschermen en gevoelige plaatsen (bvb. luchthavens).

4.2.2.1 Exclusietechnieken:

- **Afschermen met gaas of netten:** Hierbij wordt vanuit prijs/kwaliteitsoverweging meestal de voorkeur gegeven aan kunststofnetten, die vaak ook esthetisch het beste resultaat geven. Een goede bevestiging is wel noodzakelijk zodat dieren niet in de netten vast kunnen raken (Van Veen 2001, Bishop et al. 2003).
- **Stalen pinnen:** Het aanbrengen van stalen pinnen op vensterbanken, richels en dakgoten is een dure maar redelijk efficiënte methode (Bishop et al. 2003). Gevallen zijn weliswaar bekend van duiven die nesten bovenop de pinnen bouwen waardoor hun effect teniet gedaan wordt (Van Veen 2001).
- **Gespannen draden:** Gespannen draden, wanneer die dicht genoeg op elkaar hangen, kunnen ook een zeer efficiënte en esthetische manier zijn om vogels de toegang tot grote openingen te verhinderen.
- **Zwakstroomdraden:** Dit systeem heeft een hoge efficiëntie, waarbij geen gewenning optreedt (Van Veen 2001, Felder et al. 2007). De stroomimpuls is onaangenaam maar onschadelijk en de methode is bijgevolg niet dieronvriendelijk (Van Veen 2001).
- **Openingen dichtmaken:** Grote openingen, richels e.d. die geen nut hebben (bvb. onderkant bruggen) dichtmaken heeft vanzelfsprekend de hoogste efficiëntie.
- **Kleefpasta's:** Kleefpasta's worden op richels en andere rustplaatsen aangebracht en zorgen er met hun klevige en soms irriterende samenstelling voor dat duiven zich niet op deze plaatsen neerzetten. Het aanbrengen van dergelijke kleefpasta's is zeer arbeidsintensief, moet vaak vervangen worden (om de enkele maanden) en tast op zich

ook de ondergrond aan waarop het wordt aangebracht. Daarnaast werken dergelijke pasta's niet selectief (Van Veen 2001, Bishop et al. 2003).

4.2.2.2 Verstoringstechnieken

- **Ultrasone geluidsgolven:** zie 4.1.2.
- **Valkerij:** Naast de onder 4.1.2 vermelde bezwaren heeft het gebruik van roofvogels in een stedelijke context het bijkomende nadeel dat nesten soms langere tijd verlaten worden waardoor jongen op het nest sterven en de methode als dieronvriendelijk kan worden bestempeld (Van Veen 2001). Toch wordt de methode toegepast in een aantal grote steden zoals Londen en New York City (US), waar woestijnbuizerds (*Parabuteo unicinctus*) worden ingezet om op zeer gerichte locaties duiven te verdrijven (bvb. Trafalgar Square). In New York City (US) werd de actie stopgezet nadat een van de woestijnbuizerds een kleine hond had aangevallen. In Londen (UK) loopt de actie nog steeds (Felder et al. 2007).
- **Laser:** Bij het gebruik van laserstralen wordt met een lasertoestel rechtsreeks op de dieren geschoten, waardoor de dieren worden verschrikt. Deze methode is enkel efficiënt bij lage lichtcondities en is het meest efficiënt bij direct gebruik (op de individuele dieren). Bij duisternis bestaat echter wel een risico op niet selectieve verstoring en ook is de veiligheid en diervriendelijkheid van de methode niet volledig aangetoond. De beste manier om van deze techniek gebruik te maken is d.m.v. een lasergeweer dat zeer duur is en extra training van de gebruiker vergt (wat de kosten nog verhoogt). De effectiviteit is voorlopig wel enkel aangetoond bij Amerikaanse kraai (*Corvus brachyrhynchos*), grote zaagbek (*Mergus merganser*) en aalscholver (*Phalacrocorax carbo*). Langeretermijnefficiëntie (2-4 weken) is enkel voor deze laatste soort gekend (Bishop et al. 2003).
- **Licht:** Lichtflitsen kunnen efficiënt zijn, maar werken enkel 's nachts, zijn zeer gevoelig aan gewinning en kunnen zeer storend zijn in een stedelijke omgeving (Van Veen 2001, Bishop et al. 2003).
- **Biologische geluidstechnieken:** Zoals vermeld onder 4.1.2.2 kent deze methode een lage toepasbaarheid bij duiven. Wel werd ze getest in New York City, waar roofvogelgeluiden op Times Square werden afgespeeld, echter zonder succes (Felder et al. 2007).
- **Chemische verjaging:** Naast de bovenvermelde nadelen (zie 4.1.2) hebben soortgelijke producten in een stedelijke context als nadeel dat de convulsieve bewegingen en alarmroepen die de stof bij duiven opwekt ook negatieve emoties bij de vele toeschouwers en passanten oproepen. Onderzoek toont ook een lage efficiëntie van het gebruik bij stadsduivenpopulaties (Van Veen 2001).

4.2.2.3 Habitatmodificatietechnieken

- **Vegetatie en habitatbeheer:** Aangezien stadsduiven niet op vegetatie aangewezen zijn voor hun voedsel of nestgelegenheid kunnen weinig aanpassingen worden gedaan die een direct effect op de populatie stadsduif zouden kunnen hebben. Wel kan een vegetatiebeheer, in de context van meer groene structuur in de steden een eventueel effect hebben op de aanwezigheid van nestpredatoren en voedselconcurrenten in de omgeving. Gaai, ekster, houtduif, Turkse tortel, eenden, meeuwen en mussen zijn voorbeelden van zulke soorten die wel op vegetatie zijn aangewezen voor hun nest-, voeder- en rustplaatsen. Vooral eenden en meeuwen gaan, waar interactie bestaat, ook steeds stadsduiven domineren op foerageerplaatsen (Van Veen 2001). Het voorzien van nestgelegenheid voor predatoren (zoals slechtvalk, havik en sperwer)

kan ondanks de geringe impact op de populatie toch gemakkelijk als verjagend effect binnen een globaal plan van aanpak worden opgenomen (Felder et al. 2007).

- **Verminderen voedselaanbod:** Verschillende onderzoeken tonen aan dat het voorkomen van voedsel in een stedelijke omgeving de primair limiterende factor voor de populatiegrootte van stadsduiven is (Murton et al. 1972a, Haag-Wackernagel 1995, Bishop et al. 2003, Van Veen 2001). Een toename in het voedselaanbod reduceert de voedselconcurrentie en verhoogt de overlevingskansen van (vooral jonge) duiven aanzienlijk (Van Veen 2001). Jonge duiven moeten immers nog leren welk voedsel aantrekkelijk is en bevinden zich daarom vaak in minder gunstige posities binnen de hiërarchie van een zich voedende groep (zie 2.4.2.2 en 2.4.3.2.1) (Sol et al. 1998). Het verminderen van het voedselaanbod houdt vaak een verbod op openbaar voederen van duiven in, zoals dit in veel gemeenten in Vlaanderen reeds het geval is. Daarnaast is het ook belangrijk andere voedselbronnen goed af te schermen (vuilnis, zwerfvuil, voederplaatsen voor pluimvee e.d.). Vaak wordt deze methode wel gecombineerd met het gecontroleerd bijvoederen op gerichte locaties zodat overlast tot die locaties wordt teruggedrongen.
- **Alternatieve nestgelegenheid:** Bij deze techniek worden op (een aantal) plaatsen in de stad waar duiven al broeden en foerageren grote duiventillen aangebracht waarin de duiven nestgelegenheid kunnen vinden (Van Veen 2001, Van Kleunen et al. 2005, Felder et al. 2007). Overlast door uitwerpselen of nestmateriaal wordt op die manier beperkt tot die locatie en kan makkelijk worden verwijderd en onderhouden. Wel moet deze methode binnen een globaal plan van aanpak worden ingebouwd zodat op die manier niet enkel bijkomende nestgelegenheid wordt gecreëerd, met een eventuele populatietoename tot gevolg.

5 Aanbevelingen ter voorkoming van duivenschade

5.1 Stadsduif

Verschillende onderzoeken in literatuuroverzichten tonen aan dat overlast door stadsduiven in een stedelijke context het best wordt aangepakt door gebruik te maken van duiventillen (Haag-Wackernagel 1995, Van Veen 2001, Van Kleunen et al. 2005, Felder et al. 2007, Gaia 2008). Deze methode beoogt het onderbrengen van een substantieel deel van de populatie in duiventillen, waarin het broedsucces gemanipuleerd kan worden door eieren weg te halen en te vervangen door kunsteieren (Van Kleunen et al. 2005). Door gecontroleerd bijvoeren, in de nabijheid van de til, met gezond voer, wordt bewerkstelligd dat op diervriendelijke wijze een gezonde, stabiele stadsduivenpopulatie ontstaat, die voor minder overlast zorgt (Van Kleunen et al. 2005). Door de dieren gezond te houden met een beperkt voedselaanbod wordt een oudere populatie gecreëerd waarin minder broedsels worden geproduceerd. Ook wordt een groot deel van de duiven aan de til en de directe omgeving gebonden en komen uitwerpselen voor een groot deel in de til terecht en niet langer op gebouwen (Van Kleunen et al. 2005). Het systeem is ontstaan in Basel (CH), waar een populatie van 20.000 duiven in 50 maanden tot 10.000 werd gereduceerd (Haag-Wackernagel 1995, Van Kleunen et al. 2005, Felder et al. 2007). Dit werd bekomen door een combinatie van het plaatsen van 9 duiventillen, eimanipulatie en een restrictie van het voederen tot aangewezen locaties. Daarbovenop werden jaarlijks 2000 duiven weggevangen om de populatie aan de nieuwe, beperktere voedselsituatie aan te passen (Haag-Wackernagel 1995, Van Kleunen et al. 2005). Ook in verschillende steden in Duitsland, Frankrijk, Engeland en Nederland is de methode met succes toegepast (Van Kleunen et al. 2005, Gaia 2008). In Vlaanderen zijn de steden Kortrijk en Antwerpen respectievelijk in 2005 en 2006 met een dergelijk project gestart. In Kortrijk herbergt de til een 60 tot 100-tal duiven, waarvan wekelijks een tiental eieren door kalkeieren worden vervangen (Stad Kortrijk pers. meded.). De resultaten zijn nog niet in cijfers gekend maar de tevredenheid blijkt er groot. Wel werd bij aanvang de fout gemaakt om dit niet te koppelen aan een streng voederverbod waardoor veel reguliere voedselplaatsen aanvankelijk bleven bestaan (Stad Kortrijk pers. meded.).

Het opzetten van een dergelijk project is dus aan te raden voor andere steden maar vraagt een degelijk ontwerp, een goede kennis van de lokale situatie en een verzorgde communicatie naar het publiek.

Voor wat de kennis van de lokale situatie betreft is het aangeraden volgende basisdata te verzamelen (Van Kleunen et al. 2005):

- het aandeel van lokale rekrutering (in welke mate wordt de lokale populatie aangevuld met verdwaalde speelduiven). Voor zover gekend is die meestal verwaarloosbaar, maar een nadere analyse van de lokale situatie is toch aangewezen;
- de grootte van de lokale populatie;
- de gewenste grootte van de lokale populatie (bij welke dichtheden is de overlast zo goed als nihil of aanvaardbaar?);
- de belangrijkste foerageerplaatsen in de stad;
- de mate waarin de duiven voedselvluchten naar omliggende landbouwgebieden ondernemen. Dit levert inzicht of het voedselaanbod in de stad zelf toereikend is of niet.

Als grove regel mag men stellen dat men 2/3 van het gewenste aantal duiven in een stadspopulatie in duiventillen (80-150 paar duiven/til) moet kunnen onderbrengen, waarin bijna

alle eieren worden gemanipuleerd (Van Kleunen 2005). Wel wordt aangeraden een aantal nesten niet te manipuleren (1 nest per paar/jaar) zodat de duiven niet gefrustreerd raken en de tillen niet worden verlaten (Gaia 2008). Naast deze basiskennis en opzet moeten een aantal regels strikt in acht worden genomen om het welslagen van een dergelijk project te garanderen:

- bijvoederen naast de aangewezen locaties moet streng worden verboden en opgevolgd. Hierbij is het zeer belangrijk om naast het verbod de bevolking ook voldoende te sensibiliseren. Vaak wordt, mits een degelijke uitleg, positief op het verbod gereageerd.
- het aantal beschikbare nestplaatsen buiten de duiventillen (en zeker in de onmiddellijke omgeving ervan) moet worden geminimaliseerd. Hiervoor refereren we naar de opsomming van de beschikbare afweermiddelen onder 4.2.2.1 en 4.2.2.2.

Globaal kan dus worden gesteld dat het gebruik van duiventillen een zeer efficiënte en diervriendelijke manier is om overlast door stadsduiven in steden te voorkomen en dat de methode ook naar het publiek toe algemeen een goed draagvlak heeft. Op die manier wordt in steden een aanvaardbare en gezonde populatie onderhouden met weinig tot geen overlast.

6 Vragen en hypothesen i.v.m. onderzoek naar habitatgebruik

6.1 Aantallen

Gezien de tellingen in gestratificeerde punten in het landschap gebeuren (zie 6.2) kunnen geen absolute gebiedsdekkende aantalschattingen worden bekomen. Wel kunnen de onderlinge verhoudingen tussen de verschillende soorten een indicatie geven over de verhoudingen in absolute aantallen.

Zo kan worden verwacht dat, op basis van de maximale aantalschattingen voor elke soort, de reële densiteit aan houtduiven ongeveer het dubbel van die aan Turkse tortels zal zijn en ongeveer het zevenvoud van de densiteiten die voor holenduif zullen worden opgetekend. Abberantie van die verhoudingen kan, vooral in de verhouding houtduif-holenduif een fout in de voorlopige aantalschattingen voor een of beide soorten betekenen. Voor wat Turkse tortels betreft zullen de verhoudingen waarschijnlijk worden gemaskeerd door een verschil in habitatgebruik zodat in die context geen conclusies ivm aantalschattingen mogelijk zullen zijn. Dit is ook zo voor stadsduiven, waar als bijkomend probleem geldt dat tot op heden helemaal geen gebiedsdekkende aantalschattingen voorhanden zijn.

6.2 Habitatgebruik

In het luik waarin het habitatgebruik van de verschillende duivensoorten op het terrein wordt bestudeerd, zal vooral worden nagegaan in welke verhoudingen duiven in verschillende landschapstypes aanwezig zijn en in welke mate op de verschillende aanwezige teelten wordt gevoerd. Binnen deze laatste context zal ook worden nagegaan in welke mate het gebruik van de teelten zich verhoudt tot de aanwezigheid ervan in het landschap. Op deze manier kan men een idee krijgen van eventuele voorkeuren van de duiven. Op basis van de geraadpleegde literatuur zijn de verwachtingen voor de verschillende soorten uiteenlopend.

6.2.1 Houtduif

Bij houtduiven wordt verwacht dat de soort in grote aantallen in landbouwgebieden foerageert en daarbij ook, afhankelijk van het seizoen, verschillende teelten viseert. Omdat houtduiven in groepen foerageren en seizoensafhankelijk sterke verschillen in voedselkeuze kunnen vertonen, is het dan ook de verwachting dat de ruimtelijke spreiding van in het landschap aanwezige duiven niet uniform zal zijn. Daarom werden de verschillende telpunten gestratificeerd volgens landschapstype (bosrijk – bosarm) en volgens teeltgebruik (groentenrijk – groentenarm).

De primaire hypothese die hierbij wordt gehanteerd, is dat houtduiven, omwille van hun afhankelijkheid aan bomen voor slaap- en broedgelegenheid, bosrijke boven bosarme gebieden prefereren. Verwacht wordt dat deze relatie buiten het broedseizoen minder opvallend is. Voedsel- en slaaptrek blijken immers ook sterke seizoenale verschillen te vertonen. Zo wordt buiten het broedseizoen vaak gebruik gemaakt van tijdelijke slaappleaatsen, dicht bij de voedselgronden gelegen.

Voor wat de preferentie naar teeltgebruik betreft, is de hypothese minder eenduidig. Hier wordt afhankelijk van het seizoen en de beschikbaarheid van geprefereerde teelten (bvb. rijp graan, jonge koolplanten) een preferentie voor groentenrijke dan wel groentenarme locaties verwacht. Door de vrij hoge dagelijkse voedselbehoefte wordt verwacht dat een aanzienlijk aandeel van de observaties van houtduif foeragerende individuen zullen zijn, waardoor de analyse van het teeltgebruik tot goede resultaten zou moeten leiden.

6.2.2 Holenduif

Bij holenduiven wordt geen specifieke voorkeur voor groenten- en/of bosrijke gebieden verwacht. Door het feit dat de soort niet noodzakelijk in kolonieverband broedt en dat ze een voorkeur voor natuurlijke boomholten heeft (zoals die vaak in knotwilgen voorkomen), is de soort immers in veel mindere mate dan houtduif op bomengroepen en bosjes aangewezen om te broeden. Daarnaast is de soort, door haar fijnere snavel, meer op zaden van kruiden en grassen aangewezen en wordt dus niet verwacht dat ze in groentenrijke gebieden in significant grotere aantallen voorkomt. Door de iets lagere dagelijkse voedselbehoefte dan bij houtduif is de verwachting ook dat het aandeel aan foeragerende holenduiven hier lager zal liggen. Wel wordt ervan uitgegaan dat dit aandeel toch significante informatie omtrent preferenties zal kunnen opleveren.

6.2.3 Turkse tortel

Door de nauwe associatie met bebouwing en de aanwezigheid van allerlei soorten vee en hun voeder is de verwachting dat Turkse tortels op de telpunten enerzijds ondervertegenwoordigd zullen zijn en anderzijds geen preferentie naar groentenrijke of –arme locaties zullen vertonen. Het is niet duidelijk of de soort, die in bomen nestelt, dat ook veel in bomengroepen en bosjes doet, maar het feit dat dit niet in kolonieverband gebeurt laat vermoeden dat de relatie met dergelijke landschapselementen niet merkbaar zal zijn in onze analyses. Door de zeer lage dagelijkse voedselbehoefte en de preferentie van de soort voor voedselvoorraden en voederplaatsen, niet proportioneel vertegenwoordigd in de telpunten, wordt verwacht dat slecht een zeer laag aandeel van de observaties foeragerende individuen zal betreffen, waardoor analyses omtrent teeltpreferentie vermoedelijk enkel indicatieve informatie zal opleveren.

6.2.4 Stadsduif

Gezien het gekende fenomeen van foerageervluchten vanuit verstedelijkt gebied is de verwachting dat het aandeel van op de gewassen foeragerende stadsduiven zal stijgen in omgekeerde verhouding tot de afstand tot grote stedelijke agglomeraties. Gezien het aanbod aan voedsel binnen steden seizoenaal weinig schommelingen vertoont, in tegenstelling tot het voedselaanbod aan landbouwgewassen, wordt verwacht dat eventuele schommelingen in het aandeel van op akkers foeragerende stadsduiven door het veranderende aanbod aan landbouwgewassen veroorzaakt worden.

6.3 Populatieopbouw

Omdat op het terrein enkel informatie i.v.m. de leeftijdssamenstelling van de populatie houtduiven zal worden verzameld zal het niet mogelijk zijn om besluiten m.b.t. de andere soorten te trekken. Het is daarenboven de enige soort waarvan in het veld zeer vlot en ondubbelzinnige de juvenielen te herkennen zijn (afwezigheid witte nekband). Aangezien het vooral de houtduiven zijn die voor de meeste landbouwschade verantwoordelijk worden geacht en waarop afschot door derden een directe impact kan hebben en daarenboven de populatie ervan wordt verondersteld in de laatste jaren aanzienlijk te zijn toegenomen, zijn populatiegegevens van deze soort ook het meest relevant in het kader van beheervraagstukken.

6.3.1 Houtduif

Als hypothese wordt uitgegaan van een broedseizoen dat bij houtduiven van maart tot eind oktober duurt. Indien deze hypothese klopt, worden de eerste in het veld foeragerende jonge houtduiven dan ook verwacht vanaf halverwege april/begin mei. Ook in het afschot zou een aandeel aan juveniele dieren vanaf deze periode merkbaar moeten zijn. Afwijking hiervan kan kan zowel een verschuiving van het broedseizoen of een hoge mortaliteit van de eerste nesten

betekenen. Daarnaast wordt door de intensieve broedactiviteit een sterke afname van het aantal op het terrein zichtbare ouderdieren verwacht vanaf maart. Wanneer dit echter ook niet het geval blijkt zou dit eerder op een niet toegenomen broedactiviteit wijzen. Voor de maanden maart en april wordt wel verwacht dat dit effect deels zal worden gemaskeerd door de aanwezigheid van doortrekkende individuen. Analyse van vleugels verzameld bij afschot zal een meer gedetailleerde afbakening van het voorkomen van juvenielen op het lokale niveau toelaten. Hierdoor kan de hypothese worden getoetst.

De populatie wordt verwacht zich op haar hoogste piek te bevinden in de periode oktober-november, net na afloop van het broedseizoen, opnieuw gemaskeerd door de aanwezigheid van trekvogels. Daarna wordt een stelselmatige afname door wintersterfte verwacht. De populatiepiek moet normaal, bij 2,2 uitvliegende jongen per paar/jaar ongeveer het dubbel van de populatie uit het broedseizoen bedragen. Wanneer vervolgens de juvenielmortaliteit van 53% en jaarlijks adulte mortaliteit van 47% allemaal in de winter worden verondersteld is de verwachting dat de populatie over de wintermaanden op iets meer dan de helft terugvalt, met een eventuele lichte populatietoename tot gevolg. Afwijkingen van de resultaten ten opzichte van dit eenvoudig model zullen tot een verfijning en toevoeging van parameters moeten leiden.

6.4 Migratie

Veldobservaties moeten vooral uitsluitel geven over migratie bij houtduif en holenduif, waarvan gekend is dat de populaties zich deels als trekvogel gedragen. Ook in verband met Turkse tortel kunnen deze bevindingen interessante informatie opleveren.

Er wordt als hypothese uitgegaan van een aandeel van een 1:1 standvogel/trekvogel verhouding voor zowel hout- als holenduif in Vlaanderen (zie 2.1.4.1 en 2.2.4.1). Gezien de inheemse populatie in de wintermaanden voor een groot stuk met dieren uit meer noordelijke populaties kan worden aangerijkt, zijn gevolgtrekkingen op basis van terreintellingen in beide gevallen moeilijk. Ze kunnen toch een aantal indicaties opleveren. Wanneer bijvoorbeeld de aantallen in december, na de doortocht van migrerende vogels, aanzienlijk groter zijn dan die van op het einde van de zomer, wijst dit op grote aantallen overwinterende vogels.

Voor Turkse tortel wordt uitgegaan van een populatie die zich volledig als standvogel gedraagt. Grote pieken in najaar en voorjaar, eventueel aangevuld met sterk verhoogde of verlaagde winteraantallen zouden deze hypothese kunnen verwerpen.

7 Hypotheses omtrent schadebeheersing

Voor wat aanbevelingen ter voorkoming van schade door duiven in de landbouw betreft zijn de hypothesen voorlopig in twee richtingen geformuleerd. Aangezien weinig schadegevallen aan landbouwgewassen van zowel holenduiven, Turkse tortels als stadsduiven gekend zijn, is de verwachting dat beleidsaanbevelingen zich voornamelijk op houtduiven zullen richten.

7.1 Maatregelen ter beheersing van de populatie

7.1.1 Aanwasbeheersing

Aanwasbeheersing is het voorkomen dat er jongen uitvliegen. Dit kan door het manipuleren van de nesten of eieren, of sterilisatie van een aandeel adulte dieren. Maar, zoals reeds vermeld onder 4.1.1.2, is dit voor houtduiven in het landbouwgebied geen haalbare kaart.

Een alternatief is om de natuurlijke nestpredatoren te bevorderen, zoals kraaiachtigen. De snelle vervanging van gepredeerde nesten en de geringe impact op de duivenpopulaties leidt hoogstwaarschijnlijk niet tot merkbare effecten. Daarnaast zorgt het feit dat verschillende kraaiachtigen soms zelf verantwoordelijk zijn voor een aandeel aan landbouwschade ervoor dat deze pistes minder wenselijk zijn.

Aanwasbeheersing is voor de houtduif dus niet rechtstreeks mogelijk.

7.1.2 Mortaliteitsverhoging

De mortaliteit verhogen betekent dat uitgevlogen jongen of volwassen vogels rechtstreeks of onrechtstreeks worden gedood. Ook hier kan een beheer in functie van predatoraanwezigheid worden geopperd, maar opnieuw is de impact op populatieniveau zeer twijfelachtig. Predatoren hebben wel een lokaal verstoringseffect als ze een aanval inzetten (zoals roofvogels), maar geen noemenswaardig effect op de populatie duiven op zich.

Wel blijkt wintermortaliteit, in functie van de aanwezigheid van beschikbaar voedsel, een belangrijke populatieregulerende factor te zijn. Gezien houtduiven veel van hun voedsel via de landbouw verzamelen, lijken hier wel mogelijke pistes via alternatieven in landbouwmethodes te liggen. Het is de bedoeling om in de verzamelde data van het veldwerk ook de veranderingen van en het aanbod aan beschikbaar voedsel nader te bekijken en eventuele mogelijkheden in die richting te onderzoeken.

Mortaliteit door afschot is een derde mogelijkheid. In het onderzoek zal de huidige aanpak van de populatieregulatie door de jagerij bekeken worden. In die context is in vorige studies een verhoging van de zomer/winter afschotratio geopperd als potentieel populatieregulerend mechanisme. De huidige hypothese met betrekking tot de Vlaamse situatie is dat, gezien de huidige openingstijden van het jachtseizoen, deze ratio een sterk winteraandeel zal vertonen, met weinig populatieregulerend effect tot gevolg. Mogelijke alternatieven om het zomeraandeel in het afschot te verhogen zullen dan ook verder worden bekeken. Hierbij zal ook rekening gehouden worden met mogelijk nieuwe gegevens met betrekking tot de concrete periode van het broedseizoen in de Vlaamse situatie. Een laatste mogelijkheid om tot een verhoogde mortaliteit binnen de houtduivenpopulatie te komen, is het creëren van gunstige randvoorwaarden ter verhoging van de prevalentie van bepaalde ziektes in de populatie. Wel is de verwachting dat het maatschappelijke draagvlak hiervoor vrij laag is en dat er potentiële negatieve effecten op pluimvee zijn. Daarom wordt geopteerd om een dergelijke aanpak althans niet actief te promoten. De passieve effecten ervan zullen wel in de uiteindelijke aanbevelingen worden meegenomen.

7.1.3 Rekruteringsbeheersing

De hypothese hierbij is dat zowel dispersie-activiteiten als migratie in een lage rekrutering bij de Vlaamse populatie zullen resulteren. Het beperken van deze rekrutering behoort daarom vooralsnog niet tot de mogelijke aanbevelingspistes.

7.2 Maatregelen ter voorkoming van schade

7.2.1 Verjaging

Uit de lijst met verjagingstechnieken, gecombineerd met analyses uit het veldonderzoek en voorbije proefprojecten uit de West-Vlaamse bloemkoolteelt, zal een kosten-batenanalyse met bijhorende aanbevelingen voor het terrein worden gedistilleerd.

7.2.2 Vegetatiebeheer

Afhankelijk van de mate waarmee houtduifpopulaties een voorkeuren vertonen voor bepaalde teeltkeuzes in ruimte en tijd zouden in deze richting een aantal mogelijke pistes ter voorkoming van schade kunnen liggen. Doel van de verdere studie is dan ook via de analyse van teeltaanbod en –gebruik te komen tot een identificatie van de knelpunten in tijd en ruimte voor wat de schade betreft. Zo kan schade niet alleen optreden bij teelten waarvoor een sterke voorkeur bestaat maar ook bij teelten die hun meest schadegevoelige periode net dan hebben wanneer niet veel alternatief voedsel voorhanden is. De resultaten uit deze analyse zullen dan worden gekoppeld aan een de verschillende mogelijkheden, opnieuw in tijd en ruimte, voor het aanbieden van alternatieve teelten.

8 Literatuurlijst

- Aebischer N.J. 2002. Stock pigeon (stock dove) *Columba oenas*. In: Wernham C., Toms M., Marchant J., Clark J., Siriwardena G. & Baillie S. The migration atlas: movements of the birds of Britain and Ireland. British Trust for Ornithology, Londen. p. 412-413.
- Baker P.J., Molony S.E., Stone E., Cuthill I.C. & Harris S. 2008. Cats about town: is predation by free-ranging pet cats *Felis catus* likely to affect urban bird populations? *Ibis*, 150:86-99.
- Baldaccini N.E., Giunchi D., Mongini E. & Ragionieri L. 2000. Foraging flights of wild rock doves (*Columba l. livia*): a spatio-temporal analysis. *Italian Journal of Zoology*, 67:371-377.
- Bezzel E. 1985. Kompendium der vögel mitteleuropas. Nonpasseriformes - nichtsingvögel. Aula, Wiesbaden. 792 pp.
- Bijlsma R.G. 2002a. Stadsduif *Columba livia*. In: Hustings F. & Vergeer J.-W. Atlas van de Nederlandse broedvogels 1998-2000. Stichting Uitgeverij van de Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht. p. 258-259.
- Bijlsma R.G. 2002b. Holenduif *Columba oenas*. In: Hustings F. & Vergeer J.-W. Atlas van de Nederlandse broedvogels 1998-2000. Stichting Uitgeverij van de Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht. p. 260-261.
- Bijlsma R.G. 2002c. Houtduif *Columba palumbus*. In: Hustings F. & Vergeer J.-W. Atlas van de Nederlandse broedvogels 1998-2000. Stichting Uitgeverij van de Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht. p. 262-263.
- Bishop J., McKay H., Parrott D. & Allan J. 2003. Review of international research literature regarding the effectiveness of auditory bird scaring techniques and potential alternatives. Department for Environment, Food and Rural Affairs, London. 51 pp.
- Deroo I. 2001. Duiven en landbouw vormen geen goed huwelijk! *Boer & Tuinder*, 3 augustus: 27.
- Deroo I. 2003. Boeren klagen over toenemende wildschade. *Boer & Tuinder*, 4 juli: 20-21.
- Buijs J.A. & Van Wijnen J.H. 2001. Survey of feral rock doves (*Columba livia*) in Amsterdam, a bird-human association. *Urban Ecosystems*, 5:235-241.
- Burfield I. & Van Bommel F. 2004. Birds in europe: population estimates, trends and conservation status. Birdlife conservation series, 12. BirdLife International, Cambridge. 374 pp.
- Butcher G.D. 2003. Pigeon Canker. Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida, Gainesville. 2 pp.
- Cramp S. 1980. Handbook of the birds of europe, the middle east, and north africa: the birds of the western palearctic. Vol. 2: hawks-bustards. Oxford University, Oxford. 695 pp.
- Cramp S. 1985. Handbook of the birds of europe, the middle east, and north africa: the birds of the western palearctic. Vol. 4: terns-woodpeckers. Oxford University, Oxford. 960 pp.
- Cramp S. & Perrins C.M. 1994. Handbook of the birds of europe, the middle east, and north africa: the birds of the western palearctic. Vol. 8: crows-finches. Oxford University, Oxford. 908 pp.
- Defra. 2005. Validation of a population model that predicts woodpigeon numbers resulting from changes in agricultural practice or licencing regulations. Department for Environment, Food and Rural Affairs, London. 17pp.
- Del Hoyo J., Elliot A. & Sargatal J. 1997. Handbook of the birds of the world. Vol. 4. Sandgrouse to Cuckoos. Lynx Edicions, Barcelona. 679 pp.
- Delmée E. 1954. Douze années d'observations sur le comportement du pigeon columbin (*Columba oenas*). *Giervalk*, 44 :193-259.
- Delmée E. 1988. Holenduif, *Columba oenas*. In: Devillers P., Roggeman W., Tricot J., Del Marmol P., Kerwijn C., Jacob J.-P. & Anselin A. Atlas van de Belgische broedvogels. Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen, Brussel. p. 158-159.
- Dijkstra F & Stenvers O. 2006. Toename van individuele gevallen en clusters van psittacose in 2005. *Infectieziekten Bulletin*, 17:5-7.
- Dochy O. 1995. Holenduif – *Columba oenas*. In: Feryn, Y. Broedvogels in Zuid-West-Vlaanderen: broedvogelinventarisatie 1986-1990. Vogelwerkgroep Wielewaal Zuid-West-Vlaanderen, Wevelgem.
- Doude Van Troostwijk W.J. 1964. Some aspects of the woodpigeon population in the Netherlands. *Ardea*, 52:13-29.
- Faunabeheereenheid.nl. <http://www.faunabeheereenheid.nl/friesland/diersoorten/holenduif>.
- Faveyts W. 2007. Nota: Status van kadavers i.k.v. wettelijke bestrijding. Agentschap voor Natuur en Bos, Brussel. 3 pp.

- Felder S., Casertano M. & Roberts A. 2007. Curbing the pigeon conundrum. New York City Council Report, New York City. 15 pp.
- Franckx H. & Feryn Y. 1989. Turkse tortel *Streptopelia decaocto*. In: Vogels in Vlaanderen: voorkomen en verspreiding. Vlaamse avifauna commissie, Bornem.
- vzw Gaia. 2008. Plan goed duivenbeleid. Vzw Gaia, Brussel. 13 pp.
- Géroudet P. 1983. Limicoles, gangas et pigeons d'Europe. Collection les beautés de la nature. Delachaux et Niestlé, Neuchâtel; Paris. 235 pp.
- Giunchi D., Baldaccini N.E., Sbragia G. & Soldatini C. 2007. On the use of pharmacological sterilisation to control feral pigeon populations. *Wildlife Research*, 34:306-318.
- Glutz Von Blotzheim U.N. & Bauer K.M. 1980. Handbuch der vögel mitteleuropas. Band 9: columbiformes-piciformes. Akademische Verlagsgesellschaft: Wiesbaden. 1148 pp.
- Gregoire A., Garnier S., Dreano N. & Faivre B. 2003. Nest predation in blackbirds (*Turdus merula*) and the influence of nest characteristics. *Ornis Fennica*, 80:1-10.
- Haag-Wackernagel D. 1995. Regulation of the street pigeon in Basel. *Wildlife Society Bulletin*, 23:256-260.
- Harrison C. 1977. Les nids, les oeufs et les poussins d'Europe en couleurs. Elsevier Sequoia, Paris; Brussels. 430 pp.
- Hengeveld R. 1997. Collared Dove. In: Hagemeyer W.J. & Blair M.J. (eds.). The EBCC atlas of European breeding birds: their distribution and abundance. T & AD Poyser, London. p. 388-389.
- Höfle U., Gortázar C., Ortiz J.A., Knispel B. & Kaleta E. 2004. Outbreak of Trichomoniasis in a woodpigeon wintering roost. *European Journal of Wildlife Research*, 50:73-77.
- Hoste I. 1987. De vogels van Aalter en Knesselare: een synthese van de waarnemingen tot en met 1984, met aanvullingen betreffende 1985 en 1986. Wielewaal, Aalter. 255 pp.
- Inglis I.R. 2002. Common wood pigeon (woodpigeon) *Columba palumbus*. In: Wernham C., Toms M., Marchant J., Clark J., Siriwardena G. & Baillie S. The migration atlas: movements of the birds of Britain and Ireland. British Trust for Ornithology, Londen. p. 414-416.
- Inglis I.R., Isaacson A.J., Thearle R.J.P. & Westwood N.J. 1990. The effects of changing agricultural practice upon woodpigeon *Columba palumbus* numbers. *Ibis*, 132:262-272.
- Inglis I.R., Isaacson A.J. & Thearle R.J.P. 1994. Long term changes in the breeding biology of the woodpigeon in Eastern England (*Columba palumbus*). *Ecography*, 17:182-188.
- Inglis I.R., Isaacson A.J., Smith G.C., Haynes P.J. & Thearle R.J.P. 1997. The effect on the Woodpigeon (*Columba palumbus*) of the introduction of Oilseed Rape into Britain. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 61:113-121.
- Johnston R.F. & Johnson S.G. 1989. Nonrandom mating in feral pigeons. *The Condor*, 91:23-29.
- Insley H. 2002. Eurasian collared dove (collared dove) *Streptopelia decaocto*. In: Wernham C., Toms M., Marchant J., Clark J., Siriwardena G. & Baillie S. The migration atlas: movements of the birds of Britain and Ireland. British Trust for Ornithology, Londen. p. 417-419.
- Kenward R.E. 1978. Hawks and doves: factors affecting success and selection in goshawk attacks on woodpigeons. *The Journal of Animal Ecology*, 47:449-460.
- Kenward R.E. & Sibly R.M. 1977. A woodpigeon (*Columba palumbus*) feeding preference explained by a digestive bottle-neck. *The Journal of Applied Ecology*, 14:815-826.
- Lafontaine R.-M. 1988. Turkse tortel, *Streptopelia decaocto*. In: Devillers P., Roggeman W., Tricot J., Del Marmol P., Kerwijn C., Jacob J.-P. & Anselin A. Atlas van de Belgische broedvogels. Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen, Brussel. p. 162-163.
- Linnartz L. 2002a. Holenduif (*Columba oenas*). In: LWVT/SOVON. Vogel trek over Nederland 1976-1993. Schuyt & Co, Haarlem. p. 164-165.
- Linnartz L. 2002b. Houtduif (*Columba palumbus*). In: LWVT/SOVON. Vogel trek over Nederland 1976-1993. Schuyt & Co, Haarlem. p. 166-167.
- Lippens L. & Wille H. 1972. Atlas van de vogels in België en West-Europa. Lannoo: Tielt. 846 pp.
- Masquelin B. & Pollet S. 2007. Eindevaluatie meldpunt "Schade door duiven" en uitleendepot alternatieve vogelafweertoestellen. Provincie West-Vlaanderen, Brugge. 11 pp.
- Menschaert L. 1989. Holenduif *Columba oenas*. In: Vogels in Vlaanderen: voorkomen en verspreiding. Vlaamse avifauna commissie, Bornem.
- Menschaert L. & Feryn Y. 1989. Houtduif *Columba palumbus*. In: Vogels in Vlaanderen: voorkomen en verspreiding. Vlaamse avifauna commissie, Bornem.
- Möckel R. 1997. Stock Dove. In: Hagemeyer W.J. & Blair M.J. (eds.). The EBCC atlas of European breeding birds: their distribution and abundance. T & AD Poyser, London. p. 382-383.

- Murton R.K. 1966. A Statistical evaluation of the effect of wood-pigeon shooting as evidenced by the recoveries of ringed birds. *The Statistician*, 16:183-202.
- Murton R.K & Isaacson A.J. 1964. Productivity and egg predation in the woodpigeon. *Ardea*, 52:30-47.
- Murton R.K. & Westwood N.J. 1977. Avian breeding cycles. Clarendon press: Oxford. 594 pp.
- Murton R.K., Isaacson A.J. & Westwood N.J. 1963. The feeding ecology of the woodpigeon *Columba palumbus*. *Ibis*, 104:503-521.
- Murton R.K., Westwood N.J. & Isaacson A.J. 1964. The feeding habits of the wood-pigeon *Columba palumbus*, stock dove *C. oenas* and turtle dove *Streptopelia turtur*. *Ibis*, 106:174-188.
- Murton R.K., Thearle R.J.P. & Thompson J. 1972a. Ecological studies of the feral pigeon *Columba livia* var. I. Population, breeding biology and methods of control. *The Journal of Applied Ecology* 9:835-874.
- Murton R.K., Coombs C.F.B. & Thearle R.J.P. 1972b. Ecological studies of the feral pigeon *Columba livia* var. II. Flock behaviour and social organization. *The Journal of Applied Ecology* 9:875-889.
- Murton R.K., Thearle R.J.P. & Coombs C.F.B. 1974a. Ecological studies of the feral pigeon *Columba livia* var. III. Reproduction and plumage polymorphism. *The Journal of Applied Ecology*, 11:841-854.
- Murton R.K., Westwood N.J. & Isaacson A.J. 1974b. A Study of Wood-pigeon shooting: the exploitation of a natural animal population. *The Journal of Applied Ecology*, 11:61-81.
- Newton I. 1998. Population limitation in birds. Academic Press: San Diego; London. 597 pp.
- Nieuwsblad.be. 2008. <http://www.nieuwsblad.be/Article/Detail.aspx?articleID=dv1rir5s>. Boer moet dode kraaien verwijderen.
- POVLT. 2005. Infoavond: "Alternatieve vogelafweer in koolgewassen". POVLT, Beitem. 15 pp.
- Rivm.nl 2006. http://www.rivm.nl/ziekdoodier/zoon_op_rij/papegaaienziekte.jsp.
- Saari L. 1997a. Rock Dove - Feral pigeon. *In: Hagemeyer W.J. & Blair M.J. (eds.). The EBCC atlas of European breeding birds: their distribution and abundance.* T & AD Poyser, London. p. 380-381.
- Saari L. 1997b. Woodpigeon. *In: Hagemeyer W.J. & Blair M.J. (eds.). The EBCC atlas of European breeding birds: their distribution and abundance.* T & AD Poyser, London. p. 384-385.
- Sacchi R., Gentili A., Razzetti E. & Barbieri F. 2002. Effects of building features on density and flock distribution of feral pigeons *Columba livia* var. *domestica* in an urban environment. *Canadian Journal of Zoology*, 80:48-54.
- Scheppers T. & Casaer J. (2008): Afschotstatistieken 2007. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. 2 pp.
- Schnock G. & Tahon J. 1988. Houtduif, *Columba palumbus*. *In: Devillers P., Roggeman W., Tricot J., Del Marmol P., Kerwijn C., Jacob J.-P. & Anselin A. Atlas van de Belgische broedvogels.* Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen, Brussel. p. 160-161.
- Slater P. 2001. Breeding ecology of a suburban population of woodpigeons *Columba palumbus* in northwest England. *Bird Study*, 48:361-366.
- Smiddy P. 2002. Rock pigeon (rock dove) and feral pigeon *Columba livia*. *In: Wernham C., Toms M., Marchant J., Clark J., Siriwardena G. & Baillie S. The migration atlas: movements of the birds of Britain and Ireland.* British Trust for Ornithology, Londen. p. 410-411.
- Sol D., Santos D.M., Garcia J. & Cuadrado M. 1998. Competition for food in urban pigeons: the cost of being juvenile. *The Condor* 100:298-304.
- Soldatini C., Mainardi D., Baldaccini E. & Giunchi D. 2006. A temporal analysis of the foraging flights of feral pigeons (*Columba livia* f. *domestica*) from three Italian cities. *Italian Journal of Zoology*, 73:83-92.
- Sruoga A., Butkauskas D., Svazas S., Bea A. & Mozaliene E. 2005. Identification of flyways of woodpigeon (*Columba palumbus*) in Europe by using genetic methods. *Acta Zoologica Lituonica*, 15:248-253.
- Stevens J. 2004. Zwarte specht (*Dryocopus martius*). *In: Vermeersch G., Anselin A., Devos K., Herremans M., Stevens J., Gabriëls J. & Van Der Krieken B. 2004. Atlas van de Vlaamse broedvogels : 2000-2002. Mededeling van het Instituut voor Natuurbehoud*, 23. Instituut voor Natuurbehoud: Brussel. p. 274-275.
- Tomialojc L. 1980. The impact of predation on urban and rural woodpigeon *Columba palumbus* populations. *Polish Ecological Studies*, 54:141-220.
- Troost G. & Waanders J. 2008. trektellen.nl, internationale database voor vogeltrektellingen en ringvangsten.

- Van Den Bossche W. 2008. Vogels voeren en beloeren. Resultaten winter 2007-2008. Natuurpunt, Mechelen. 21 pp.
- Van Gasteren H. 2002. Turkse tortel (*Streptopelia decaocto*). In: LWVT/SOVON. Vogeltrek over Nederland 1976-1993. Schuyt & Co, Haarlem. p. 168-169.
- Van Kleunen A., Van Der Jeugd H.P. & Foppen R. 2005. Stadsduivenproblematiek in de stad Groningen. Een analyse van de effectiviteit van controle maatregelen. Sovon onderzoeksrapport 2005/03. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen. 25 pp.
- Van Veen I. 2001. Duiven in de stad. Universiteit Utrecht, Utrecht. 44 pp.
- Verbelen D. 2007. Wie weet wat de Slechtvalk *Falco peregrinus* ('s nachts) eet? Natuur.oriolus: vlaams tijdschrift voor ornithologie, 73: 108-119.
- Verbeylen G. 2003. Euraziatische rode eekhoorn. In: Verkem S., De Maeseneer J., Vandendriessche B., Verbeylen G. & Yskout S. Zoogdieren in Vlaanderen. Ecologie en verspreiding van 1987 tot 2002. Natuurpunt Studie & JNM-Zoogdierenwerkgroep, Mechelen; Gent. p. 274-281.
- Vergeer J.-W. & Van Zuylen G. 1994. Broedvogels van zeeland. De avifauna van nederland, 2. Stichting Uitgeverij van de Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht. 426 pp.
- Verkem S., De Maeseneer J., Vandendriessche B., Verbeylen, G. & Yskout S. Zoogdieren in Vlaanderen. Ecologie en verspreiding van 1987 tot 2002. Natuurpunt Studie & JNM-Zoogdierenwerkgroep, Mechelen; Gent. 451 pp.
- Vermeersch G. 2004. Holenduif (*Columba oenas*). In: Vermeersch G., Anselin A., Devos K., Herremans M., Stevens J., Gabriëls J. & Van Der Krieken B. 2004. Atlas van de Vlaamse broedvogels : 2000-2002. Mededeling van het Instituut voor Natuurbehoud, 23. Instituut voor Natuurbehoud: Brussel. p. 242-243.
- Villanúa D., Höfle U., Pérez-Rodríguez L. & Gortázar C. 2006. *Trichomonas gallinae* in wintering common Wood Pigeons *Columba palumbus* in Spain. Ibis, 148: 641-648.
- Vilt.be. 2008. <http://www.vilt.be/nieuwsarchief/detail.phtml?id=18354>. Boeren vragen soepeler reglement voor houtduivenjacht.
- Yamaguchi Y. & Yoshida H. 2006. Alternative feed as a means of reducing damage to direct sown rice by the oriental turtle dove, *Streptopelia orientalis*. Japanese Journal of Ornithology, 55: 1-6.

9 Bijlage: Wettelijke reglementering rond jacht en bestrijding van houtduif (toestand 2009)

De houtduif wordt in het artikel 3 van het jachtdecreet opgesomd onder categorie 'Overig wild'. Onder de huidige wetgeving is de jacht op houtduif gedurende een bepaalde periode van het jaar geopend, waardoor de soort in Vlaanderen tot het bejaagbaar wild wordt gerekend. Dit betekent dat voor deze soort wettelijk bepaalde modaliteiten voor bejaging en bestrijding zijn geformuleerd. De Vlaamse regering bepaalt hiervoor vijfjaarlijks, voor het gehele of een gedeelte van het grondgebied van het Vlaamse Gewest, voor elke jachtwijze de modaliteiten en data van opening en sluiting van de jacht. Dit gebeurt via de zogenaamde 'jachtopeningsbesluiten' en 'jachtvoorwaardenbesluiten'.

In de volgende paragrafen wordt verduidelijkt wie, wanneer en welke populatieregulerende maatregelen mag toepassen.

Reguliere jacht

Wat? - De reguliere jacht vormt de basis van alle populatieregulerende ingrepen op (bejaagbare) wildsoorten. Het hoort tot de verantwoordelijkheid van de jachtrechthouders om te zorgen voor een 'normale' wildstand. Eigenaars of grondgebruikers kunnen de jachtrechthouders verantwoordelijk stellen bij 'belangrijke wildschade'. Wild dat bemachtigd wordt door jachtactiviteiten, wordt eigendom van de jager.

Wie? - De reguliere jacht kan worden beoefend door de jachtrechthouder, mede-jachtrechthouders en genodigden. Iedereen moet over een geldig jachtverlof beschikken. De jacht vindt plaats op de gronden waar men het jachtrecht heeft en waarvoor een geldig jachtplan is ingediend.

Hoe? - Naast het gebruik van een geweer kan er ook met de roofvogel gejaagd worden. Het gebruik van netten, strikken, stroppen, lokaas, giftige stoffen en enig ander tuig geschikt om jaagbaar wild te vangen, te doden of om het vangen of doden van dat wild te vergemakkelijken is verboden. Het gebruik van niet-levende lokvogels is toegestaan, het gebruik van levende lokvogels echter niet. Ook het gebruik van de 'duivencarroussel' of 'duivenmolen' is tijdens de reguliere jacht verboden (Art. 19 van het Jachtdecreet). Een 'duivencarroussel' wordt in de jachtvoorwaardenbesluiten geformuleerd als: een aan de grond verankerd en door een krachtbron aangedreven mechanisme, waardoor een ronddraaiende beweging veroorzaakt wordt bij aan metalen armen vastgemaakte lokvogels, met als doel de effectiviteit van die lokvogels als lokmiddel te verhogen.

Wanneer? - De reguliere jacht op houtduif is volgens de huidige wetgeving geopend van **15 september tot en met 28 of 29 februari**.

Bijzondere bejaging

Wat? - Bijzondere bejaging zijn jachtactiviteiten die, buiten de gewone jachtopeningstijden, onder bijkomende voorwaarden, toegestaan worden binnen een specifieke periode, wanneer dit noodzakelijk is ter voorkoming van belangrijke schade aan gewassen, weiden of eigendommen, voor het natuurbeheer of voor de veiligheid van het luchtverkeer.

Wie? – De bijzondere bejaging kan enkel worden uitgeoefend door dezelfde personen als beschreven onder reguliere jacht.

Hoe? – De bijzondere bejaging voor houtduif moet gebeuren op en binnen een zone van maximaal 50 meter rond percelen, beplant met koolgewassen, vlas, bonen, erwten, cichorei, aardbeien, suikerbieten, knolselder, wortelen, witloof, boomkwekerijteelten, kersenboomgaarden en graangewassen, met uitzondering van maïs, waar houtduiven schade kunnen aanrichten.

Het uitvoeren van de bijzondere bejaging op houtduif kan enkel na een voorafgaandelijk, tot de jachtrechthouder gericht, schriftelijk verzoek vanwege de eigenaar van de teelten die gevrijwaard

moeten worden. De jachtrechthouder dient de bijzondere bejaging minimum 24 u op voorhand te melden worden bij de Provinciale Dienst van het ANB via het standaard meldingsformulier (te downloaden op: http://www.natuurenbos.be/nl-BE/Thema/Wildbeheer/Bijzondere_jacht.aspx).

De te gebruiken middelen zijn bij de bijzondere bejaging op houtduif dezelfde als deze beschreven voor de reguliere jacht.

Wanneer? - De bijzondere bejaging op houtduif is volgens de huidige wetgeving geopend van **1 maart tot en met 14 september**.

Noot – De gecombineerde openingstijden voor zowel reguliere jacht als bijzondere bejaging zorgen er dus voor dat bejaging op houtduif, rekening houdend met wisselende voorwaarden, het ganse jaar mogelijk is.

Bestrijding

Wat? - Hoewel het verboden is op enigerlei wijze te jagen buiten de door de Vlaamse regering bepaalde tijden, kan de eigenaar of de grondgebruiker jaagbaar wild dat schade toebrengt aan zijn gewassen, teelten, bossen of eigendommen steeds terugdrijven. Indien de eigenaar of de grondgebruiker kan aantonen dat geen andere bevredigende oplossing bestaat, kan hij het jaagbaar wild eveneens doden of laten doden. Dit wordt bestrijding genoemd.

Wie? - De eigenaar of grondgebruiker of derden aangeduid door deze personen. Het doden mag alleen gebeuren door personen die voldoen aan de voorwaarden opgelegd door de Vlaamse regering tot het verkrijgen van een jachtverlof.

Hoe? – Voor de bestrijding mag gebruik worden gemaakt van vuurwapens en andere door de Vlaamse regering te bepalen middelen, eventueel zonder jachtverlof, op voorwaarde dat de eigenaar of de grondgebruiker een verzekering tegen burgerlijke aansprakelijkheid heeft afgesloten, waarvan de waarborg gelijk is aan de waarborg opgelegd door de reglementering inzake de verplichte aansprakelijkheidsverzekering voor het verkrijgen van een jachtverlof. De gebruikte vuurwapens moeten voldoen aan dezelfde voorschriften als de voorschriften opgelegd voor de wapens gebruikt voor de jacht. De bijzondere veldwachters die geslaagd zijn voor een officieel jachtexamen, mogen met het geweer de stand van houtduiven op het jachtterrein van hun aanstellers het hele jaar door reguleren.

Het gebruik van de duivencarrousel is actueel in Vlaanderen wel toegestaan bij de bestrijding van houtduif. Echter, er moet worden opgemerkt dat volgens een arrest van het Benelux gerechtshof van 25 juni 2008, de duivencarrousel moet aangemerkt worden als een lokinstrument zoals bedoeld in artikel 2 van de Beschikking van het Comité van Ministers van de Benelux Economische Unie van 2 oktober 1996 met betrekking tot de jacht en de vogelbescherming, zoals gewijzigd bij Beschikking van het Comité van Ministers van 17 december 1998. Datzelfde hof verklaarde in dat arrest ook dat het in deze context niet van belang was dat de duivencarrousel wordt gebruikt tot het doden van de houtduif in het kader van de bestrijding van schade aan land- en tuinbouwgewassen en dus wordt gebruikt ter verdelging. Dit zou betekenen dat het gebruik ervan toch niet is toegestaan. Tot op heden werd dit arrest echter nog niet in de Vlaamse wetgeving geïmplementeerd.

Het uitvoeren van bestrijding van houtduif kan enkel na een voorafgaande schriftelijke ingebrekestelling van de houder van het jachtrecht op de grond waarop de bestrijding gebeurt. De eigenaar of de grondgebruiker meldt elke bestrijdingsactiviteit vooraf per e-mail of fax, aan het ANB, opdat deze het nodige toezicht zou kunnen uitoefenen, en zo nodig de bestrijding zou kunnen verbieden. Deze melding kan betrekking hebben op afzonderlijke bestrijdingsactiviteiten of op een bestrijdingskalender. Voor deze melding wordt er een meldingsformulier gebruikt volgens een model, vastgesteld door het ANB (te downloaden op: http://www.natuurenbos.be/nl-BE/Thema/Wildbeheer/Bestrijding/Bestrijding_van_wild.aspx).

Het gedode wild dient aan het openbaar centrum voor maatschappelijk welzijn van de gemeente waarin de bestrijding plaatsvindt te worden overhandigd.

Wanneer? - De bestrijding van houtduiven is het hele jaar toegestaan (ook in de vogelrijke gebieden), voor zover er sprake is van ernstige schade aan gewassen en op plaatsen waar geen andere bevredigende oplossing bestaat.

Overzichtstabel: Wanneer, met welk doel en door wie kan afschot van houtduif worden toegepast?

Wanneer?	Situatie / Doel	Wie?	Waar?	Opmerkingen en voorwaarden
15 september – 29 februari	Jacht	Jachtrechthouder	Jachtterrein	
	Populatieregulatie ter preventie van schade	Bijzondere veldwachter	Jachtterrein	
	Bestrijding	Jachtrechthouder	Op percelen waarop effectieve schade is opgetreden en waar geen andere bevredigende oplossing bestaat.	Na schriftelijke ingebrekestelling van de jachtrechthouder. Na melding aan het ANB. Gedode houtduiven dienen aan het OCMW te worden overhandigd.
		Grondeigenaar, grondgebruiker, derden	Op percelen waarop effectieve schade is opgetreden en waar geen andere bevredigende oplossing bestaat.	Geen jachtverlof, maar wel gelijkwaardige verzekering vereist. Na schriftelijke ingebrekestelling van de jachtrechthouder. Na melding aan het ANB. Gedode houtduiven dienen aan het OCMW te worden overhandigd.

Wanneer?	Situatie / Doel	Wie?	Waar?	Opmerkingen en voorwaarden
1 maart - 14 september	Bijzondere bejaging	Jachtrechthouder	Op en binnen een zone van maximaal 50m rond percelen met koolgewassen, vlas, bonen, erwten, cichorei, aardbeien, suikerbieten, knolselder, wortelen, witloof, boomkwekerijteelten, kersenboomgaarden en graangewassen.	Na voorafgaandelijk, tot de jachtrechthouder gericht, schriftelijk verzoek vanwege de eigenaar van de teelten die gevrijwaard moeten worden. Melding bij ANB minimum 24 u op voorhand.
	Populatieregulatie ter preventie van schade	Bijzondere veldwachter	Jachtterrein	
	Bestrijding	Jachtrechthouder,	Op percelen waarop effectieve schade is opgetreden en waar geen andere bevredigende oplossing bestaat.	Na schriftelijke ingebrekestelling van de jachtrechthouder. Na melding aan het ANB. Gedode houtduiven dienen aan het OCMW te worden overhandigd
		grondeigenaar, grondgebruiker, derden	Op percelen waarop effectieve schade is opgetreden en waar geen andere bevredigende oplossing bestaat.	Geen jachtverlof, maar wel gelijkwaardige verzekering vereist. Na schriftelijke ingebrekestelling van de jachtrechthouder. Na melding aan het ANB. Gedode houtduiven dienen aan het OCMW te worden overhandigd.