



Inhoudsevaluatie van natuurbeleid in landbouwgebied

Case vogelbeheer en erosiebestrijding

Peter Van Gossum (red.)

Redacteur:

Peter Van Gossum
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 Brussel
Kliniekstraat 25, 1070 Brussel
www.inbo.be

e-mail:

peter.vangossum@inbo.be

Wijze van citeren:

Peter Van Gossum (Red.) (2012) Inhoudsevaluatie van natuurbeleid in landbouwgebied: case vogelbeheer en erosiebestrijding. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2012 (50). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

D/2012/3241/309

INBO.R.2012.50

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Jurgen Tack

Foto cover:

Rollin Verlinde/Vilda

Inhoudsevaluatie van natuurbeleid in landbouwgebied

Case vogelbeheer en erosiebestrijding

Peter Van Gossum (Red)

INBO.R.2012.50

D/2012/3241/309

Voorwoord

De biodiversiteit van Europese landbouwlandschappen gaat sterk achteruit (Krebs *et al.* 1999; Newton 2004; Biesmeijer *et al.* 2006; Öckinger *et al.* 2006; Turbé *et al.* 2010). Dit biodiversiteitsverlies is het gevolg van de aan elkaar gerelateerde processen (Persson *et al.*, 2010) van landbouwintensivering (Donald *et al.* 2001) en het verlies aan ecologische heterogeniteit (Benton *et al.* 2003). Om dit samengaan te verbeteren kozen de Europese Unie (EU) en de Verenigde Staten (USA) in sterke mate voor het financiële beleidsinstrument "agromilieumaatregelen" (Pain & Pienkowski 1997). Het belang van dit instrument wordt benadrukt door het budget van meer dan 2 miljard dollar dat de USA en de EU hiervoor elk uitgeven (Gabriel *et al.*, 2010). Of de gefinancierde maatregelen ook effectief zijn, is evenwel nog onduidelijk (Klein *et al.* 2001; Peach *et al.* 2001, Klein & Sutherland 2003; Bradbury *et al.* 2004; Vickery *et al.* 2004; Tschardt *et al.* 2005; Klein *et al.* 2006; Batáry *et al.* 2010; Gabriel *et al.* 2010). Deze onduidelijkheid geldt ook voor Vlaanderen.

Het doel van dit Natuurrapport Beleidsevaluatie is om het biodiversiteitsbeleid in landbouwgebied¹ te evalueren en voorstellen te doen voor optimalisatie. Thematisch beperkt het Natuurrapport Beleidsevaluatie zich tot de beleidsmaatregelen met betrekking tot vogels (weidevogels, akkervogels, ganzen, houtduif) en erosiebestrijding. De reden hiervoor is de databeschikbaarheid. Enkel over vogels zijn er data beschikbaar waarmee het biodiversiteitsbeleid in landbouwgebied rechtstreeks kan geëvalueerd worden. Van andere soortgroepen zijn geen of onvoldoende data voorhanden. Ook over erosiebestrijding zijn veel data beschikbaar. Daarnaast werd er voor deze thema's gekozen omdat zowel maatregelen voor erosiebestrijding als vogelbeheer positieve neveneffecten hebben op de biodiversiteit in het algemeen. Zo vermindert erosiebestrijding de aanvoer van nutriënten, organisch materiaal, pollutanten en sedimentatiemateriaal naar het oppervlaktewater. Dit heeft een positief effect op de waterbiodiversiteit. Daarnaast hebben verscheidene erosiebestrijdingsmaatregelen ook een positief effect op de bodembiodiversiteit. Bodembiodiversiteit is een onderbelichte, maar belangrijke biodiversiteitscomponent voor de landbouw. De gevolgen van het gebrekkige beheer van de bodembiodiversiteit werd door een recente Europese studie ingeschat op 1 triljoen dollar per jaar op wereldschaal (Turbé *et al.* 2010). Ook vogelbeheermaatregelen kunnen resulteren in een lokale verhoging van de biodiversiteit in andere taxa (o.a. loopkevers, lieveheersbeestjes).

Het evaluatiegedeelte bestaat uit zes wetenschappelijke rapporten die respectievelijk het beleid evalueren op:

output: In welke mate worden de vooropgestelde doelen bereikt (doelbereiking), in welke mate worden de doelen bereikt dankzij het beleid (doe-effectiviteit) en wat zijn de neveneffecten van dit beleid? (rapport Doe-evaluatie van natuurbeleid: case vogelbeheer en erosiebestrijding)

inhoud: In welke mate werd er rekening gehouden met de wetenschappelijke inzichten bij het beleidsontwerp van de gekozen beleidsinstrumenten? (dit rapport)

instrumentenmix: In welke mate beantwoordt de gekozen beleidsinstrumentenmix aan de slimme regelgevingsprincipes? (rapport Evaluatie van de instrumentenmix van natuurbeleid: case vogelbeheer en erosiebestrijding)

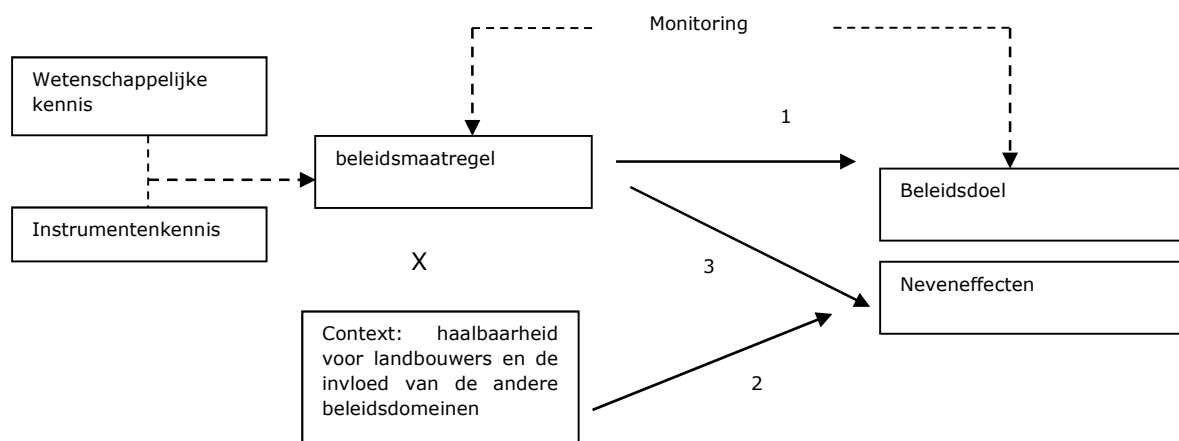
¹ Met landbouwgebied bedoelen we gronden die in landbouwgebruik zijn, met uitzondering van de gebruiksovereenkomsten binnen erkende en aangewezen natuurreservaten.

monitoring: Wordt de uitvoering van het beleid opgevolgd? Zijn er data voorhanden waarmee de effectiviteit van het beleid kan nagegaan worden? (rapport Evaluatie van de monitoring van natuurbeleid: case vogelbeheer en erosiebestrijding)

haalbaarheid: In welke mate werd er rekening gehouden met de wensen en noden van de beleidsdoelgroep, zijnde landbouwers? (Rapport Natuurbeleid in landbouwgebied: haalbaarheid voor landbouwers)

omgeving: In welke mate wordt de uitvoering van het beleid bemoeilijkt door onbedoelde beïnvloeding vanuit andere (beleids)domeinen? (Rapport Natuurbeleid in landbouwgebied: invloed van de beleidsomgeving)

Het eerste evaluatierapport gaat het beleidssucces of -falen na. De volgende drie wetenschappelijke rapporten trachten dit succes of falen te verklaren door de kwaliteit van het beleidsontwerp te beoordelen. In de laatste twee wetenschappelijke rapporten wordt onderzocht of het succes of falen verklaard kan worden door de invloed van de context (beperkt tot de doelgroep en de invloed van andere beleidsdomeinen) op het doel en op de beleidsmaatregelen (zie ook figuur 1).



Legende

Pijl 1: rechtstreekse effect van de beleidsmaatregel (bv. beheerovereenkomst weidevogels) op het bereiken van het beleidsdoel (toename van de broedvogelindex met 10% tegen 2015, referentiejaar 2007-2008)

Pijl 2: de positieve en negatieve gevolgen van de beleidsmaatregel voor andere beleidsdoelen (bv. de verdere achteruitgang van de niet-vogel biodiversiteit stopzetten tegen 2020)

Pijl 3: rechtstreeks effect van de context (bv. autonome ontwikkeling) op het bereiken van het beleidsdoel

X: de grootte van het effect van een beleidsmaatregel is afhankelijk van de context waarin het wordt toegepast (bv. een beleidsmaatregel die gemakkelijker inpasbaar is in de landbouwbedrijfsvoering zal meer landbouwers overtuigen om deze maatregel toe te passen waardoor het effect van de maatregel groter zal zijn)

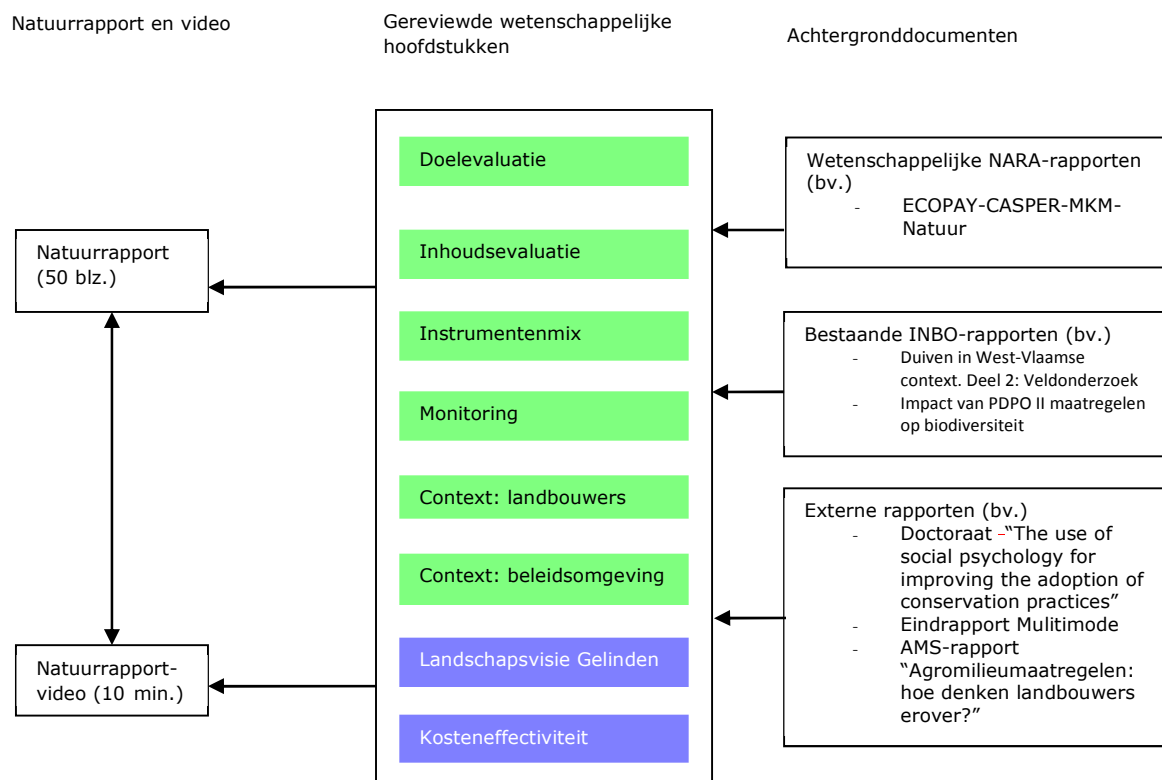
Figuur 1 Evaluatie van beleid in kader van Natuurrapport Beleidsevaluatie (aangepast op basis van Swanborn 1999)

Het optimalisatiegedeelte bestaat uit twee wetenschappelijke rapporten die verschillende van de in het evaluatiegedeelte geformuleerde beleidsaanbevelingen in de praktijk uittesten. Deze rapporten zijn:

Ontwikkeling van een landschapsvisie aan de hand van een casestudy: hoe kan een lokale gebiedsvisie opgesteld worden die rekening houdt met de maatschappelijk gewenste landschapsdiensten en wat is de reactie van de gebiedsactoren op deze visie? (rapport Optimalisatie van natuurbeleid in landbouwgebied: landschapsvisie Gelinden)

Kosteneffectief weidevogelmodel: is het mogelijk om de budgettaire kost van het weidevogelbeheer voor de overheid te verminderen, terwijl toch het gewenste doel behaald wordt en de landbouwer een billijke vergoeding krijgt voor zijn inspanningen en opbrengstverlies? (rapport Optimalisatie van natuurbeleid in landbouwgebied: ECOPAY – een economisch-ecologisch weidevogelmodel).

Dit rapport "Inhoudsevaluatie van natuurbeleid in landbouwgebied: case vogelbeheer en erosiebestrijding" is één van de acht wetenschappelijke rapporten, die het middengedeelte vormen van het Natuurrapport Beleidsevaluatie 2012 (figuur 2). Elk van deze rapporten kan afzonderlijk gelezen worden en is geschreven voor de meer specialistische lezer. Deze wetenschappelijk rapporten vormen de input van het Natuurrapport Beleidsevaluatie. Dit rapport is geschreven voor beleidsmakers, wetenschappers en werknemers en vrijwilligers van middenveldorganisaties met interesse in agromilieumaatregelen, biodiversiteit, erosiebestrijding en/of beleidsevaluatie. Daarnaast vormen de wetenschappelijke rapporten ook de basis voor de Natuurrapport Beleidsevaluatievideo. Deze video geeft in 10 minuten de voornaamste resultaten van het natuurrapport weer. Tenslotte kan een geïnteresseerde lezer zich ook verder verdiepen doordat ook de wetenschappelijke achtergrondrapporten op de website worden weergegeven.



Figuur 2 De situering van de wetenschappelijke hoofdstukken binnen het productgamma van het Natuurrapport Beleidsevaluatie

Samenvatting

Het succes van het beleid rond erosiebestrijding en vogelbeheer kan vergroot worden door de wetenschappelijke kennis zoveel mogelijk te vertalen in beleidsmaatregelen. Deze vertaling is slechts gedeeltelijk gebeurd. Een verdere doorvertaling kan gebeuren door:

- (1) de inzet van de maatregelen afhankelijk te maken van een gebiedsbenadering, zijnde de inzet van deze maatregelen over een voldoende oppervlakte binnen een bepaald gebied,
- (2) het ontwikkelen van bijkomende maatregelen zodat er een maatregel bestaat voor alle beïnvloedende factoren (bv. habitatverbeterende maatregelen voor weidevogels zoals het verhogen van de grondwaterstand) en
- (3) de maatregelen te variëren in functie van het gewas en de doelsoort (bv. aarden drempels bij aardappelen in plaats van niet-kerende bodembewerking).

Summary

The success of the policy on erosion control and bird management can be increased by translating the scientific knowledge as much as possible into policy measures. This translation is only partially done. A further translation can be done by:

- (1) the use of measures dependent on area approach, i.e. the use of these measures over a sufficient acreage within a certain area,
- (2) developing additional measures so that a measure exists for all influencing factors (e.g. enhance the habitat quality of grassland for meadow birds by increasing the ground water level),
- (3) varying the measures depending on the crop and target species (e.g. earthen riffle next to potatoes instead of reduced tillage).

Inhoud

1	Inleiding.....	10
2	Evaluatie akkervogelbeheer	11
2.1	Toestand & trend van veldleeuwerik, geelgors en patrijs	11
2.2	Huidig akkervogelbeleid	12
2.2.1	Veldleeuwerik en geelgors	12
2.2.2	Patrijs	13
2.3	Gewenste akkervogelbeheermaatregelen.....	13
2.3.1	Veldleeuwerik en geelgors	13
2.3.2	Patrijs	14
2.4	Evaluatie van het huidig akkervogelbeleid	16
2.4.1	Veldleeuwerik en geelgors	16
2.4.2	Patrijs	17
2.5	Conclusies en aanbevelingen voor akkervogelbeleid.....	18
2.5.1	Veldleeuwerik en geelgors	18
2.5.2	Patrijs	18
3	Evaluatie weidevogelbeheer	19
3.1	Toestand en trend grutto, graspieper en slobbeend	19
3.2	Huidig weidevogelbeleid	20
3.3	Gewenste weidevogelmaatregelen	21
3.3.1	Grutto	22
3.3.2	Graspieper.....	23
3.3.3	Slobbeend	24
3.4	Evaluatie weidevogelbeleid	24
3.4.1	Grutto	24
3.4.2	Graspieper.....	25
3.4.3	Slobbeend	26
3.4.4	Algemeen	26
3.5	Aanbevelingen en conclusies voor weidevogelbeleid.....	26
4	Evaluatie bescherming en beheer van ganzenpopulaties.....	29
4.1	Toestand en trend ganzenpopulaties	29
4.2	Huidig ganzenbeleid.....	32
4.2.1	Wettelijk statuut van de verschillende ganzensoorten	32
4.2.2	Landbouwschade door ganzen.....	34
4.2.3	Exotenbestrijding	34
4.2.4	Bescherming	35
4.2.5	Jacht.....	36
4.3	Evaluatie van het huidig ganzenbeheer	36
4.4	Aanbeveling	38
4.4.1	Duidelijk statuut ganzensoorten	38
5	Evaluatie van beheer van houtduifpopulaties	42
5.1	Inleiding.....	42
5.2	Huidig beleid.....	42
5.3	Gewenste maatregelen.....	42
5.3.1	Natuurtechnische maatregelen	42
5.3.2	Landbouwtechnische maatregelen	43
5.3.3	Beheertechnische maatregelen.....	43
5.4	Aanbevelingen	45

6	Evaluatie van erosie maatregelen.....	46
6.1	Inleiding.....	46
6.2	Huidig beleid.....	46
6.3	Gewenste maatregelen.....	47
6.3.1	Teelttechnische maatregelen.....	47
6.3.2	Landinrichtingsmaatregelen	52
6.3.3	Maatregelen die gevolgen verminderen	53
6.4	Evaluatie van het huidige beleidsontwerp	53
6.5	Aanbevelingen	54
7	Algemene aanbevelingen.....	56
	Bijlage 1. Methoden	58
	Erosiebestrijding en regenwormen	58

Lijst van figuren

Figuur 1 Evaluatie van beleid in kader van Natuurrapport Beleidsevaluatie (aangepast op basis van Swanborn 1999)	3
Figuur 2 De situering van de wetenschappelijke hoofdstukken binnen het productgamma van het Natuurrapport Beleidsevaluatie.....	4
Figuur 3 Links: Index van het gerapporteerd aantal geschoten Canadese (blauw) en grauwe ganzen (rood) in Vlaanderen in de periode 1998-2010, met 1999 als referentiejaar (1999 = 1) en het 95%-betrouwbaarheidsinterval in stippellijn (Bron: afschotstatistieken wildbeheereenheden). Rechts: Gemiddelde (balken) met standaardfout en maximaal aantal Canadese ganzen (volle lijn) in Vlaanderen per winterhalfjaar (oktober-maart 1990-2011) (Bron: watervogeldatabank Vlaanderen, INBO).	31
Figuur 4 Gemiddelde (balken) met standaardfout en maximaal aantal (volle lijn) brand ganzen (links) en nijl ganzen (rechts) in Vlaanderen per winterhalfjaar (oktober-maart 1990-2011) (Bron: watervogeldatabank Vlaanderen, INBO).	31
Figuur 5 Mogelijk beslissingsschema voor het bepalen van het wettelijk statuut van ganzensoorten.	39
Figuur 6 Regenwormbiomassa (kg ha ⁻¹) in een akker op zandleembodem in functie van het bodembewerkingstype voor de periode 2004-2008. KPL: klassiek ploegen, NKD: diepe niet-kerende bodembewerking, NKO: ondiepe niet-kerende bodembewerking (bron: Valckx <i>et al.</i> 2009).....	49
Figuur 7 Procentuele bijdrage per soort aan de totale biomassa regenwormen in klassiek geploegde akkers (links, KP) en niet-kerend bewerkte akkers (rechts, NK) op (zand)leembodems in Vlaanderen. Endogeïsche soorten zijn in donkerblauwe tinten weergegeven, de anekische soort <i>Lumbricus terrestris</i> L. in lichtblauw, en epigeïsche soorten in grijs tinten (bron: Valckx <i>et al.</i> 2009).....	50
Figuur 8 Exponentiële afname van het bodemverlies in functie van de biomassa diepgravende regenwormen in een akkerexperiment op zandleembodem. KPL: klassiek ploegen, NKD: diepe niet-kerende bodembewerking, NKO: ondiepe niet-kerende bodembewerking (bron: Valckx <i>et al.</i> 2009; Valckx 2011).....	51

Lijst van tabellen

Tabel 1 Gangbare beheermaatregelen in functie van aan landbouw gebonden vogelsoorten in Vlaanderen met speciale aandacht voor geelgors en veldleeuwerik. Gebaseerd op Dochy & Hens (2005) en Strubbe <i>et al.</i> (2010).	14
Tabel 2 De te beschermen weidevogels bij nestbescherming	21
Tabel 3 Evolutie van de openingsperiodes binnen en buiten Vogelrichtlijngebied (VRG) voor gewone bejaging, bijzondere bejaging en bestrijding van Canadese gans en grauwe gans sinds 1998.....	30
Tabel 4 Overzicht van de belangrijkste ganzensoorten in Vlaanderen (excl. dwerggans, roodhalsgans, rotgans) met hun juridische en andere statuten (groen = "winter ganzen", oranje = "zomer ganzen", groen en oranje = mengvorm). Categorieën van de diverse bijlagen van Soortenbesluit en Vogelrichtlijn worden verklaard in voetnoot ""'.	33

Tabel 5 Aantal gevangen en geëuthanaseerde ruiende ganzen in 2010 en 2011 in het kader van het project Invexo (Bron: RATO, Inagro, KBIN).....	35
Tabel 6 Het vergelijken van gewenste met het huidige beleid	54

1 Inleiding

De effectiviteit van een beleid zal hoger worden wanneer dit beleid op meer gedegen kennis en onderzoek berust. Het einddoel van elk beleidsontwerp is een impactmodel, maar het vergt zeer veel tijd om zo'n model te ontwikkelen. Gezien de vaak beperkte budgetruimte voor wetenschappelijk onderzoek zal dit slechts voor een beperkt aantal soorten of beleidsthema's mogelijk zijn. Dit betekent niet dat er geen uitspraken kunnen gedaan worden over het beleidsontwerp op basis van de huidige kennis. Er moet alleen rekening gehouden worden met een grotere onzekerheid en het beleid wordt bij voorkeur pas aangepast naarmate meer kennis beschikbaar komt.

Het doel van dit hoofdstuk is om na te gaan of de Vlaamse beleidsmakers bij het formuleren van het beleid rond akkervogel- (§ 2), weidevogel- (§ 3), ganzen- (§ 4) en houtduivenbeheer (§ 5) en erosiebestrijding (§ 6) in landbouwgebied rekening gehouden hebben met de huidige "state of the art" van de relevante kennis. Het is belangrijk om te benadrukken dat het Natuurrapport Beleidsevaluatie dus niet als doel heeft de reeds gekende relaties verder te kwantificeren en te analyseren. Tenslotte wordt een meta-analyse van de individuele cases uitgevoerd en worden op basis hiervan algemene aanbevelingen geformuleerd (§ 7).

2 Evaluatie akkervogelbeheer

Glenn Vermeersch², Thomas Scheppers³, Paul Van Daele² & Jim Casaer² (Instituut voor Natuur en Bosonderzoek)

In dit hoofdstuk wordt, op basis van onderzoek en literatuur, voor verschillende soorten akkervogels een opsomming gegeven van de kritische factoren, die aan de basis liggen van de populatieopbouw. Deze kritische factoren zijn nest- en opgroeihabitat, schuilmogelijkheden, zomer- en wintervoedsel. Deze elementen worden daarna geconfronteerd met de voorliggende beheerpakketten voor akkervogels. De soorten zijn zo gekozen dat de selectie de twee types akkervogels en de twee types van beleidscategorieën dekt. De twee types akkervogels zijn akkervogels van het open landschap (veldleeuwerik) en akkervogels van het kleinschalige landschap (geelgors en patrijs). De twee beleidscategorieën zijn jachtwild (patrijs) en geen jachtwild (veldleeuwerik en geelgors).

2.1 Toestand & trend van veldleeuwerik, geelgors en patrijs

In de periode 2000-2010 is het verspreidingsgebied van de *veldleeuwerik* in Vlaanderen niet significant afgenomen. Op basis van de eerste trendanalyses met gegevens van het project 'Algemene Broedvogels Vlaanderen', kortweg ABV, lijkt het er echter op dat het aantal broedparen binnen dat areaal wel nog steeds afneemt. Uit de gedetailleerde populatieschatting voor de Vlaamse broedvogelatlas bleek al dat de veldleeuwerik één van de snelst afnemende soorten in Vlaanderen was met een afname van 95% in de periode 1960-2000. De soort kwam dan ook op de herziene Rode Lijst terecht onder de categorie 'kwetsbaar'. Die afname lijkt nu nog steeds niet gestopt, ook niet op Europees niveau.

Ook het areaal van de *geelgors* is het voorbije decennium nauwelijks gewijzigd. In tegenstelling tot de veldleeuwerik wijzen de eerste resultaten van het ABV-project (zie rapport Doelevaluatie § 2.1.1) op een toename van de aantallen in de periode 2007-2010. Het is echter nog onduidelijk of het om een reële toename gaat. In de eerste telronde van het ABV-project, die jaarlijks loopt van 1/03 tot 15/04 bestaat namelijk de kans op verwarring tussen wintergroepen en gevestigde broedparen. In de loop van de eerste telronde verliezen de typische overwinterende groepen geelgorzen gaandeweg hun samenhang en keren de vogels als paren terug naar hun broedgebieden. Indien tijdens een ABV-telronde een wintergroep wordt geteld, kan dat tot een forse overschatting van de werkelijke aantallen leiden. De geelgors werd in de herziene Rode Lijst van de Vlaamse broedvogels opgenomen onder de categorie 'bedreigd' nadat de populatie in 2000-2002 werd geschat op 3.400-4.000 broedparen, wat neerkomt op een afname van 60-70% sinds 1970. Op Europees niveau zet die afname zich nog steeds door.

In de tweede helft van de 20ste eeuw kende de *patrijs* een belangrijke achteruitgang als gevolg van de intensifiëring van de landbouw (Potts 1986). Ook in Vlaanderen stellen Dochy & Hens (2005) een achteruitgang van de populatie met 50% vast in de periode 1970-2002. Deze trend verschilt echter over Vlaanderen, waarbij in de periode 1998-2007 de trend in de populaties in Oost- en West-Vlaanderen eerder stabiel of schommelend is, terwijl de overige provincies een verdere daling van hun al lagere populatiedensiteit kennen (Scheppers & Casaer 2008). In de herziene Rode Lijst van de Vlaamse broedvogels wordt de patrijs vermeld onder de categorie 'kwetsbaar' (Devos *et al.* 2004). Daarnaast is de patrijs opgenomen in het jachtdecreet als jachtwildsoort en worden er jaarlijks ca. 20.000 -25.000 patrijzen geschoten (Scheppers & Casaer 2008).

² Bijdrage geelgors en veldleeuwerik.

³ Bijdrage patrijs.

2.2 Huidig akkervogelbeleid

2.2.1 Veldleeuwerik en geelgors

Binnen het landbouwgebied zijn veldleeuwerik en geelgors vooral gebonden aan akkerbouw. Landbouwers kunnen in het kader van het programma voor plattelandontwikkeling (PDPO) beheerovereenkomsten afsluiten die akkervogels ten goede kunnen komen. De mogelijke akkervogelmaatregelen zijn:

- Gemengde grasstrook: het betreft een blijvende grasstrook van 6-30 m op akkerland (inclusief tijdelijk grasland) die niet bemest, bekalkt of beweid mag worden. Daarnaast zijn bestrijdingsmiddelen, met uitzondering van plaatselijke bestrijding van distel, verboden.
- Faunaranden: het betreft een jaarlijks oogstbare graanstrook van 6-30 m op een graanakker (geen maïs) die niet bemest of bekalkt wordt. Daarnaast zijn bestrijdingsmiddelen, met uitzondering van plaatselijke bestrijding van distel, verboden tussen 15 maart en de graanoogst. De faunarand mag als wendakker gebruikt worden. De oppervlakte van de faunaranden bedraagt minimaal 10% van de oppervlakte waarop men de maatregel toepast. Het perceel/percelen waarop men de maatregel toepast mag jaarlijks wisselen.
- Leeuwerikvlakjes: het betreft het aanleggen van niet ingezaaide vakjes in een graanakker (geen maïs) van minimaal 16 m² groot die op minimaal 100 m liggen t.o.v. opgaande elementen, 250 m t.o.v. bos en 20 m t.o.v. de perceelsrand. Er worden minimaal 2 vakjes per perceel en per ha aangelegd. Het perceel heeft een minimale oppervlakte van 0,5 ha.
- Graanranden: het betreft een niet-oogstbare graanstrook van 6-30 m op akkerland die in stand gehouden dient te worden tot 15 februari van het volgend teeltjaar. De graanrand mag niet aangelegd worden langs bebouwing en waterlopen. De oppervlakte van de graanranden bedraagt minimaal 10% van de oppervlakte van het perceel waarop de maatregel toepast wordt. Het perceel/percelen waarop men de maatregel toepast mag jaarlijks wisselen.
- Vogelvoedergewassen: bij deze maatregel wordt er een specifiek zaadleverend gewas ingezaaid op een perceel met een minimale breedte van 6 m. Het vogelvoedergewas wordt minimaal behouden tot 15 maart. De maximale oppervlakte per landbouwer is 5 ha.
- Winterstoppels: de maatregel kan toegepast worden bij eender welk graangewas (behalve maïs), erwten, vlas en veldbonen. De winterstoppel dient zeker behouden te worden tot 1 maart. De maximale oppervlakte per landbouwer is 5 ha.

De akkervogelmaatregelen kunnen enkel worden afgesloten in specifieke gebieden. Deze gebieden zijn:

- Akkervogelkernegebieden: hier kunnen alle maatregelen afgesloten worden zonder bijkomende voorwaarden.
- Akkervogelzoekzones: hier kunnen maatregelen pas afgesloten worden wanneer de landbouwer of een groep van landbouwers de maatregelen toepast over een voldoende grote oppervlakte. De landbouwers vragen zelf de activering van een projectgebied binnen de zoekzone aan. Het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek stelt dan op vraag van de Vlaamse Landmaatschappij een advies op over de te nemen maatregelen en de minimale oppervlakte waarop deze best worden toegepast.

Deze maatregelen zijn nog maar in voege op het terrein sinds 2009 en worden nog geëvalueerd (Strubbe *et al.* 2010 + vervolproject op INBO in 2012-2013). Bovendien experimenteerden, in het kader van het Europese Solabio-project (Liberloo 2012), 27 verschillende, internationale partners waaronder de Vlaamse Landmaatschappij met nieuwe maatregelen op het terrein ter bevordering

van de biodiversiteit in landbouwgebied en het herstel van waardevolle landschappen. Diverse akkervogelmaatregelen maken daar deel van uit. Daarnaast hebben andere beheerovereenkomsten onder bepaalde omstandigheden ook positieve neveneffecten voor akkervogels. Voorbeelden hiervan zijn de beheerovereenkomsten m.b.t. erosiestroken en kleine landschapselementen.

2.2.2 Patrijs

Artikel 3 van het jachtdecreet van 1991 geeft een opsomming van alle soorten die als jachtwild beschouwd worden en vermeldt patrijs onder de categorie klein wild. Of er al dan niet gejaagd mag worden op bepaalde wildsoorten en in welke periode, wordt bepaald in een vijfjaarlijks besluit van de Vlaamse regering. De ingebouwde periodiciteit van deze besluiten wil tegemoet komen aan mogelijke veranderende situaties, waaronder de populatietoestand van een bepaalde soort. Daar waar in de periode 1998-2007 een gelijkaardige openingsperiode van twee maanden werd voorzien in het najaar, werd deze periode vanaf 2008 beperkt tot een maand. Erkende wildbeheereenheden (WBE's) kunnen echter een verlenging met een maand verkrijgen wanneer de voorjaarsstand in de WBE, op basis van de wildrapporten gedurende de drie voorgaande jaren, een gemiddelde dichtheid kende van minstens drie broedparen per 100 ha open ruimte.

Naast de drempelwaarde voor wat betreft de voorjaarsstand dient de WBE voor het verkrijgen van de verlening van de jacht een wildbeheer te voeren dat expliciet gericht is op de verbetering van de staat van instandhouding van de patrijs. Op deze manier wordt getracht om de jagerij te stimuleren tot het nemen van beheermaatregelen voor patrijs. Deze maatregelen kunnen betrekking hebben op het afschot zelf, habitatmaatregelen, bijvoederen alsook het verminderen van de predatiekans. Erkende wildbeheereenheden kunnen voor het nemen van bepaalde habitatmaatregelen, bijvoorbeeld het inzaaien van akkerranden met kruidenmengsels, een projectsubsidie krijgen van het Agentschap voor Natuur en Bos.

Daarnaast kan er voor patrijs ook verwezen worden naar de hoger vermelde beheerovereenkomsten, zowel de bestaande als de experimentele.

2.3 Gewenste akkervogelbeheermaatregelen

2.3.1 Veldleeuwerik en geelgors

In tabel 1 wordt een overzicht gegeven van de in de literatuur beschreven beheermaatregelen voor akkervogels. Telkens wordt, naast een korte omschrijving van de maatregel, aangegeven voor welke van de 4 voor landbouwsoorten vitale overlevingscriteria (functies nestgelegenheid, dekking, zomervoedsel, wintervoedsel) ze van belang zijn en wat hun relatief belang is voor veldleeuwerik en geelgors. Het is duidelijk dat alle maatregelen potentieel geschikt zijn om, naast veldleeuwerik en geelgors, verschillende aan landbouwgebieden gebonden vogelsoorten ten goede te komen. De maatregelen voor akkervogels zijn, in tegenstelling tot de weidevogelmaatregelen, nog maar sinds 2009 in voege. Het is dan ook nog te vroeg om een uitspraak te doen over de effectiviteit per maatregel. Dit vormt het onderwerp van nog lopend INBO-onderzoek. In een pilootstudie, gebaseerd op het meetjaar 2010, stellen Strubbe *et al.* (2010) dat het totale oppervlak onder beheerovereenkomsten gevoelig zal moeten verhoogd worden om de Vlaamse trends positief te kunnen beïnvloeden.

Tabel 1 Gangbare beheermaatregelen in functie van aan landbouw gebonden vogelsoorten in Vlaanderen met speciale aandacht voor geelgors en veldleeuwerik. Gebaseerd op Dochy & Hens (2005) en Strubbe *et al.* (2010).

Maatregel	Omschrijving	Functies				Effect	
		nest	dekking	zomer-voedsel	winter-voedsel	geelgors	veldleeuwerik
Akkerranden/ Faunaranden/ Duo- en Trio-randen	Allerlei vormen van randbeheer, al dan niet ingezaaid met nectarplanten. Hoe breder, hoe beter. Zonder bemesting en bespuiting.	+	+	+	+	+	++
Heggen en Houtwallen	Onderhouden en aanleggen van houtkanten. Niet snoeien tussen 1 april en 31 juli om nesten te beschermen.	+	+	+		++	+
Onbespoten graanranden/ wendakkers/ perceelshoeken	Onbespoten randstroken (tussen 15/03 en de oogst) binnen het gewas, meestal graan, van min. 6 m breed.	+	+	+	+	+	+
Overstaand graan/winter-voedselgewassen	Niet oogsten van onbespoten graanrand of -perceel. Of speciaal inzaaien van wintervoedsel in aparte stroken of veldjes. Minimaal 6 m breed. Hele winter behouden, bij voorkeur tot eind maart. Best nabij houtkant.		+	+	+	++	+
Overwinterende graanstopfels	Niet onderploegen van graanstopfels na de oogst, laten staan tot eind maart.		+		+	+	+
Braaklegging	Kan volgen op vorige maatregel en dit gedurende 1-2 jaar. Geen tussentijdse bemestingen of bespuitingen. Eventueel met een maaibeurt tussen 15/07 en 15/08 met afvoer van maaisel.	+	+	+	+	+	++
Teelt van zomergranen i.p.v. wintergranen en maïs	Gangbare teelt van zomergraan in plaats van wintergraan of maïs. Best te combineren met overwinterende graanstopfels.	+	+	+	+	+	++
Bijvoederen in de winter	In kerngebieden op centraal gelegen percelen actief bijvoederen met granen gedurende de winterperiode om wintermortaliteit te verlagen.				+	++	+
Leeuwerik-vlakjes	Vlakjes met korte vegetatie binnen de teelten als broedgelegenheid voor veldleeuwerik.	++	++				++

() = geen verwacht effect, + = positief effect, ++ = maximaal effect. Legende op basis van literatuurstudie + ervaringen op het terrein in Vlaanderen (zie rapport Doe-evaluatie § 3.2)

2.3.2 Patrijs

Mogelijke beheermaatregelen voor de patrijs focussen elk op een specifiek aspect van de populatiedynamica van de soort. Doordat veelal verschillende factoren samen aan de basis liggen van een daling van een patrijspopulatie, is het belangrijk dat steeds een set van beheermaatregelen toegepast wordt in het kader van het soortherstel van de patrijs (Bro *et al.* 2000; Kuijper *et al.* 2009; Aebischer & Ewald 2010). Hieronder worden de belangrijkste knelpunten voor de patrijs en de beheermaatregelen die hieraan tegemoet kunnen komen besproken. Voorlopige resultaten en vaststellingen uit een nog lopende studie op de patrijs, o.a. in de omgeving van Gelinden, worden eveneens aangehaald daar deze het belang van de maatregelen kunnen onderbouwen.

Nestgelegenheid

Patrijzen starten in mei met het leggen van de eieren van het eerste legsel. De ideale nestlocatie zou een verhoogd stukje grond zijn waardoor het nest droog blijft bij langdurige regenbuien. Het broedterrein dient voldoende ruig te zijn met voldoende bladeren, lang gras en takjes om het nest in te richten en de eieren te bedekken wanneer de hen niet aan het broeden is. Tenslotte worden locaties waar hoge bomen of struiken staan vermeden om predatie door roofvogels te vermijden.

Voor het eerste legsel komen percelen die in het voorjaar ingezaaid zijn minder in aanmerking doordat deze onvoldoende dekking en nestmateriaal kunnen bieden. Voor de nestlocatie genieten stroken met overjarige polvormende grassen de voorkeur op tapijtvormende grassen (Dochy & Hens 2005). Een gefaseerd maaibeheer, waarbij bijvoorbeeld elk jaar 1/3de van de strook gemaaid wordt, laat toe dat er voldoende dood gras aanwezig is voor het aanmaken van het nest (Dochy & Hens 2005). Om de nesten te verstoppen voor predatoren, moeten de stroken een breedte van minimum 2 m hebben. Bij voorkeur zijn dergelijke stroken 6 m breed (Potts 1986). Smallere stroken kunnen resulteren in een zogenaamde ecologische val. Op basis van de habitatkenmerken lijkt de smalle strook geschikt broedterrein, maar door de verhoogde kans op predatie zijn de kansen op een succesvol nest beperkt.

Naast de aanwezigheid van geschikt broedterrein is het belangrijk dat er niet gemaaid wordt van begin mei tot 15 juli. In die periode broeden de hennen het eerste legsel uit en bestaat dus de kans dat de nesten vernietigd worden. Het te vroeg maaien van nestlocaties lijkt op basis van de eerste voorlopige onderzoeksresultaten uit Gelinden een knelpunt voor de patrijs in die regio. Ook duiden de voorlopige resultaten in dit gebied op het gebruik van laagstamboomgaarden als broedterrein. Afspraken i.v.m. het maaibeheer van deze laatste zouden dan ook een belangrijke impact kunnen hebben op het nestsucces.

Aangezien patrijzen territoriaal zijn gedurende het broedseizoen, met een home range van 2 tot 10 ha (Buner *et al.* 2005; Novoa *et al.* 2006; voorlopige resultaten INBO), is het beter om de aanleg van goed broedterrein te spreiden over een groter gebied om een optimaal resultaat te bekomen (Sotherton 1998).

Kuikenoverleving

De kuikenoverleving gedurende de eerste 6 weken heeft een significante impact op de populatiedensiteit in het volgende jaar (Aebischer & Ewald 2004). Aangezien het voedsel van kuikens gedurende hun eerste weken hoofdzakelijk uit insecten bestaat, heeft het gebruik van pesticiden een belangrijke impact op de kuikenoverleving (Potts 1986). Daar het stopzetten van het gebruik van pesticiden in de praktijk vaak moeilijk te verwezenlijken is, kan een vermindering van het gebruik ervan en het gebruik van selectievere pesticiden reeds een belangrijke invloed hebben op de kuikenoverleving. Een manier om het pesticidegebruik te verminderen is de aanleg van niet bespoten akkerranden van 6 tot 12m langs de buitenzijde van graangewassen (Vickery *et al.* 2002). Op deze manier wordt de beschikbaarheid van insecten bevorderd, hetgeen een positief effect heeft op de kuikenoverleving. Het voordeel van deze aanpak is dat de aanleg van deze randen gemakkelijk kan worden opgenomen in de landbouwactiviteiten van het gehele veld.

Naast onbespoten akkerranden kunnen stroken of blokken speciaal ingezaaid worden met zaadmengsels die resulteren in een grote beschikbaarheid van insecten in de zomer, bijvoorbeeld de zogenaamde keverbanken (Dochy & Hens 2005). Op deze manier wordt geschikt habitat voorzien voor het opgroeien van de kuikens. Ook braaklegging kan een gunstig effect hebben doordat de natuurlijke pioniersvegetatie resulteert in een verhoogde insectbeschikbaarheid (Sotherton 1998). Zonder beheer zullen deze stukken echter vergrassen en hierdoor hun waarde als habitatverbetering voor patrijs verliezen (Aebischer & Ewald 2010).

Predatiedruk

De toegenomen predatie van de hen tijdens het broeden heeft een belangrijke negatieve invloed op de populatietrends in Europa (Bro *et al.* 2000). Aangezien het verlies van broedende hennen het potentieel voor een populatietoename beperkt, is de respons op habitatverbeteringen veel sneller wanneer tegelijkertijd predatiecontrole wordt uitgevoerd (Aebischer & Ewald 2004). Behalve door predatorcontrole kan de predatiedruk ook verminderd worden door een doordacht herstel van het habitat (zie Evans 2004). Zo kan de aanleg van geschikt broedterrein de detectiekans van de nesten verminderen en de aanleg van nesten in predatiegevoelig habitat doen afnemen. Ook de aanleg van habitatmaatregelen in blokvorm in plaats van in lineaire elementen kan het effect van een ecologische val (bv. Bro *et al.* 2004) verminderen. Sotherton (1998) raadt hiervoor aan om als minimumgrootte van een blok een oppervlakte te nemen van 0,3 ha met een breedte van 20 m.

Wintervoedsel

Eenvoudige maatregelen zoals het niet ploegen van velden in de herfst en het laten staan van graanstoppels kan de beschikbaarheid van wintervoedsel sterk verbeteren. Daarnaast kunnen stroken of blokken ingezaaid worden met zaadmengsels die resulteren in een grote beschikbaarheid van zaden in de winter. Tenslotte kan bijgevoerd worden, zeker wanneer andere habitatmaatregelen om te voorzien in wintervoedsel niet uitvoerbaar zijn.

Jacht

Volgens De Leo *et al.* (2004) vormt overbejaging van de patrijs een belangrijke bedreiging voor de populaties in Europa. Zeker bij lage populatiedensiteit is het gevaar voor overbejaging reëel, aangezien zelfs een laag afschot alsnog een niet-duurzaam hoog percentage van de najaarsstand kan vertegenwoordigen (Watson *et al.* 2007). Om overbejaging tegen te gaan werd in Engeland op basis van populatiemodellering vastgesteld dat om een duurzame jacht mogelijk te maken de najaarsstand voor het jachtseizoen minimaal 20 patrijzen/100 ha moet bedragen (Aebischer & Ewald 2010). Deze densiteit is nodig om een voorjaarsstand van 4,5 koppels/100 ha te behouden. In Engeland kan in de huidige landbouwomstandigheden zonder een beheer afgestemd op patrijs een voorjaarsstand van ongeveer 4 koppels/100 ha verwacht worden in optimale gebieden en 2 koppels/100 ha in suboptimale gebieden (Potts 1986; Aebischer 1991). Naast deze drempelwaarde voor het al dan niet bejagen, blijkt uit de modellering dat voor een duurzame jacht het afschot niet meer dan 20% van de najaarsstand mag bedragen (Watson *et al.* 2007). Een afschot van 40-50% van de najaarsstand is nefast voor de populatie (Potts 1986; Watson *et al.* 2007). Het sluiten van de jacht op patrijs wordt tenslotte door verschillende auteurs als contraproductief gezien doordat de beheermaatregelen die genomen worden vanuit de jagerij voor patrijs op dat ogenblik zouden wegvallen (Watson *et al.* 2007).

2.4 Evaluatie van het huidig akkervogelbeleid

2.4.1 Veldleeuwerik en geelgors

De gekende maatregelen voorzien in het PDPO-beleid kunnen, indien op grotere schaal toegepast, mogelijk de negatieve trends van vele kritische akkervogelsoorten ombuigen. Na 2013 wordt het Europese Gemeenschappelijk Landbouwbeleid hervormd. Eén van de mogelijke voorstellen voorziet erin 7% van het akkerland in te richten als ecologisch aandachtsgebied. Indien een dergelijke maatregel wordt toegepast kan die mogelijk, naar analogie met de EU-richtlijn die tussen 1988 en 2007 voorzag in 10% jaarlijks roterend braakland, een structurele oplossing bieden voor een aantal typische akkervogels. Het valt echter af te wachten of de maatregel er komt en hoe die in de verschillende lidstaten zal vertaald worden. De 10% braakland leidde in Nederland lokaal o.a. tot een forse populatietoename van de grauwe kiekendief en veldleeuwerik terwijl er in andere lidstaten, waaronder België, weinig of geen positieve effecten van werden vastgesteld.

2.4.2 Patrijs

De beslissing van de Vlaamse regering om de openingsperiode voor de jacht op patrijs in te korten, had tot doel de jachtdruk in gebieden met een lage voorjaarsstand (minder dan drie koppels per 100 ha open ruimte) te verminderen. Het is onduidelijk of deze beperking van de jachttijd resulteerde in een verlaging van het afschot. Eenzelfde afschot kan immers ook gerealiseerd worden in een beperktere tijdspanne. Daarnaast kan een drempelwaarde wetenschappelijk gemodelleerd worden, maar beperken een aantal praktische problemen de toepasbaarheid ervan. Doordat de voorjaarsstand door de jagerij op een niet gestandaardiseerde methode bepaald wordt, is het niet gekend hoe accuraat de gerapporteerde cijfers zijn en hoe bruikbaar deze gegevens zijn als criterium voor het al dan niet verlengen van de bejagingsperiode op patrijs in een WBE. Daarnaast vereist de jaarlijkse berekening van de drempelwaarde cijfers over de mogelijk jaarlijks veranderende oppervlakte open ruimte binnen de perimeter van wildbeheereenheden. Deze cijfers zijn momenteel niet voorhanden. De bruikbaarheid van de drempelwaarde, zoals deze actueel berekend wordt, kan dan ook sterk in vraag worden gesteld. Een mogelijk alternatieve benadering voor het verminderen van de jachtdruk in gebieden met een lage populatiedensiteit, is een geografisch beperkte opening van de jacht. Een voorbeeld hiervan was de jacht op grauwe gans, die in de periode 1998-2003 enkel toegestaan was in Oost- en West-Vlaanderen. Het kan momenteel niet bepaald worden of het sluiten van de jacht op patrijs in bepaalde gebieden in Vlaanderen contraproductief zou zijn door het wegvallen van de beheermaatregelen voor deze soort vanuit de jachtsector. Mogelijk worden in gebieden met een actueel lage densiteit aan patrijzen reeds op dit moment weinig specifieke beheermaatregelen ondernomen, waardoor de impact van het wegvallen van deze beheermaatregelen eerder beperkt zou kunnen zijn. Bovendien zijn het net deze populaties waarvoor het risico op overbejaging het grootst is.

Wat betreft de stimulatie van wildbeheereenheden tot het nemen van habitatmaatregelen voor patrijs door het geven van projectsubsidies stelt zich het probleem dat jaarlijks slechts één projectsubsidie (bv. biotoopverbetering voor patrijs of plaatsen van wildspiegels voor reewild of voor opstellen erkenningsdossier, ...) per WBE wordt toegekend en dit met een maximumbedrag van 1.500 euro. Dit betekent dat een wildbeheereenheid die een subsidie aanvraagt voor een maatregel voor reewild geen ondersteuning kan krijgen voor andere soorten waaronder patrijs. Een belangrijk knelpunt daarnaast is, zeker in het landbouwgebied, dat de jager wel het jachtrecht heeft maar vaak niet het grondgebruikrecht. Maatregelen voor habitatverbetering zijn hierdoor moeilijker te realiseren. De loskoppeling van het jachtrecht en het grondgebruikrecht resulteert mogelijk in een verminderde motivatie van de niet-jagende landbouwer om habitatmaatregelen te nemen in functie van de jacht. De meerwaarde van de beheermaatregelen, namelijk de verhoging van de wildstand, resulteert niet in een meerwaarde voor de landbouwer zelf. Wanneer habitatverbetering effectief zou resulteren in een verhoging van de wildstand, zou dit nochtans een meerwaarde kunnen betekenen voor de grondeigenaar wanneer dit ook zou resulteren in een verhoging van de jachtpacht.

Naast de invloed vanuit het jachtbeleid is het ook belangrijk om na te gaan in welke mate de akkervogelbeheerovereenkomsten aan de ecologische vereisten van patrijs kunnen voldoen. Faunaranden voldoen hierbij aan de ecologische vereisten voor kuikenoverleving. Gemengde grasstroken kunnen dienen voor nestgelegenheid op voorwaarde dat ze niet gemaaid worden in de periode mei tot 15 juli. Ook de graanranden en winterstoppels zullen de patrijs ten goede komen door te voorzien in wintervoedsel.

De actuele inspanning in het landbouwgebied om de staat van instandhouding van patrijs te verbeteren, lijken niet voldoende om de populatietrend om te buigen naar een populatietoename. Naast bijkomende financiële middelen voor het opschalen van de actuele inspanningen, zou een optimalisatie en betere afstemming van de bestaande instrumenten bijkomende kansen kunnen bieden voor de patrijs. Zo zouden erosiestroken ook een rol als patrijzenhabitat kunnen vervullen wanneer ze bijvoorbeeld een aangepast maairegime zouden krijgen.

2.5 Conclusies en aanbevelingen voor akkervogelbeleid

2.5.1 Veldleeuwerik en geelgors

De ecologische vereisten van geelgors en veldleeuwerik zijn voldoende gekend om er doeltreffende beheermaatregelen voor uit te werken. Buitenlandse studies tonen ook aan dat de in tabel 1 aangehaalde maatregelen resulteren in positieve effecten op beide soorten, maar ook op tal van andere soorten akkervogels. Bijvoederexperimenten gedurende de winterperiode in Vlaams-Brabant en het zuiden van Limburg hebben lokaal gezorgd voor een toename van de broedpopulatie, hoewel het nog niet duidelijk is of er mogelijk sprake is van het 'wegzuigen' van broedparen uit regio's waar geen bijvoeding plaatsvindt. Het is dan ook wachten op de resultaten van de INBO studie (2012-2013) die de effectiviteit van de beheerovereenkomsten voor akkervogels onderzoekt.

De problematiek van de voedselschaarste in de winter is relatief eenvoudig op te lossen, maar de echte uitdaging ligt in het verhogen van het broedsucces in het voorjaar en de zomer. De in tabel 1 vermelde maatregelen bieden daartoe de oplossingen, maar tot op heden is het schaalniveau waarop ze in Vlaanderen worden toegepast ontoereikend (Strubbe *et al.* 2010). Slechts in enkele honderden hectares landbouwgebied werden beheerovereenkomsten voor akkervogels gesloten terwijl natuurverenigingen en de overheid weinig financiële slagkracht hebben om binnen het landbouwgebied percelen aan te kopen en om te zetten in akkervogelreservaten. Wat ook de resultaten van de effectiviteitsstudie zullen zijn, het is nu reeds duidelijk dat een gevoelige uitbreiding van het oppervlak onder BO akkervogels noodzakelijk zal zijn om tot een ecologisch effectief resultaat te leiden.

Beheermaatregelen voor veldleeuwerik en geelgors zijn niet noodzakelijk complementair. De verdichting van het landbouwgebied met bomenrijen, bosjes en houtkanten kan voor soorten van het open landschap, zoals veldleeuwerik, problemen opleveren. In dergelijke gevallen moet er beslist worden welke soorten prioritair zijn in welke regio's.

2.5.2 Patrijs

Ook de knelpunten van patrijs zijn voldoende gekend. Demonstratieprojecten op kleine schaal in het buitenland (bv. Aebischer & Ewald 2004, 2010) tonen aan dat de implementatie van de beheermaatregelen resulteert in een lokale toename van de soort. Maar om een effect op populatieniveau te hebben dienen de maatregelen ook op een grotere schaal in voldoende dichtheid worden toegepast, wat thans in Vlaanderen niet het geval is. Of de poging om het risico op overbejaging in gebieden met een lage populatiedensiteit te verkleinen door de aanpassingen van het openingsbesluit effectief is, is onduidelijk. Het staat wel vast dat de berekening van het al dan niet voldoen aan de drempelwaarde ver van optimaal is. Het nieuwe openingsbesluit van de Vlaamse regering, dat in werking zal treden in 2013, biedt de mogelijkheid om de beheerdoelstelling voor patrijs op een andere manier na te streven, bijvoorbeeld door een geografisch beperkte opening van de jacht. Tenslotte wordt best onderzocht hoe de huidige beheermaatregelen (zie verder) beter op elkaar afgestemd kunnen worden. Zo kan het uitstellen van de maaidatum in de beheerovereenkomsten van de Vlaamse Landmaatschappij (bv. erosiestroken), bij het (ecologisch) wegbermbeheer en bij laagstamboomgaarden een belangrijke stap voorwaarts zijn. Voor de laagstamboomgaarden dient er dan wel nog een beheerovereenkomst ontwikkeld te worden.

3 Evaluatie weidevogelbeheer

Anny Anselin & Koen Devos (Instituut voor Natuur en Bosonderzoek)

In dit hoofdstuk worden, op basis van onderzoek en literatuur, de kritische factoren (nestsucces, kuikenoverleving, predatie) besproken, die aan de basis liggen van de populatieopbouw. Deze elementen worden daarna geconfronteerd met de voorliggende beheerpakketten voor weidevogels. De soorten zijn zo gekozen dat de selectie een waaier aan ecologische vereisten (bv. eisen aan vegetatiestructuur, gradatie in vochtvereisten) en populatie-biologische kenmerken (bv. nestvlinders versus nestblijvers) dekt. Graspieper werd mede gekozen omdat een deel van de populatie in akkergebied voorkomt en voor deze soort dus de link met akkervogelmaatregelen kan gelegd worden.

3.1 Toestand en trend grutto, graspieper en slobbeend

In deze inleiding zijn voor de drie soorten de gegevens over verspreiding en populatieschattingen in Vlaanderen afkomstig uit de Vlaamse broedvogelatlas (Vermeersch *et al.* 2004) en voor de korte termijn trends uit Vermeersch & Onkelinx (2011).

De grutto kwam in de periode 2000-2002, tijdens het onderzoek voor de Vlaamse broedvogelatlas, voor in 20% van de atlashokken. Deze bevonden zich vooral in de IJzervallei, de polders van Midden- en Oostkust, de Scheldepolders langs de Benedenschelde en plaatselijk in de Antwerpse en Limburgse Kempen. De populatie werd geschat op 1.050-1.200 broedparen. De helft van de gruttopopulatie werd gevonden in de Kustpolders, met een zwaartepunt aan de Oostkust. Ten opzichte van de vorige atlasperiode (jaren 1970) was daarmee zowel het verspreidingsareaal als de populatie (toen een 760 broedparen) duidelijk toegenomen. Deze toename was vooral toe te schrijven aan een gunstige evolutie in de Kust- en Scheldepolders. Recente Vlaamse populatietrends ontbreken maar in de Oostkustpolders schommelden de aantallen in de periode 2001-2011 tussen 273 en 371 broedparen (Adriaens *et al.* 2011a). Er lijkt een tendens tot stabiliteit (rond de 300 broedparen) of een plaatselijke toename te zijn. De voorlopige gegevens van het monitoringproject Algemene Broedvogels Vlaanderen (ABV) geven een korte termijn trend van afname, maar deze is niet significant (zie rapport Doebevaluatie § 2.1.1). Bij een langlevende soort als de grutto is het aantal broedparen niet noodzakelijk een teken van een 'gezonde' populatie die zich zelf in stand kan houden. De duurzaamheid van een populatie kan beter bepaald worden aan de hand van het broedsucces, en die informatie is voor de meeste broedterreinen in Vlaanderen niet beschikbaar.

De graspieper was in de periode 2000-2002, tijdens het onderzoek voor de Vlaamse broedvogelatlas, een vrij talrijke tot talrijke broedvogel. De soort kwam over de hele regio verspreid voor. Duidelijke kerngebieden waren de Kustpolders (inclusief de IJzervallei), de Scheldepolders, de weidevogelgebieden in de Noordelijke Kempen, de riviervalleien van Schelde, Demer en Leie en vochtige heidegebieden in het zuiden van het Kempens Plateau in de Lage Kempen. De populatie werd geschat op een 3.800-5.500 broedparen, waarvan 30% voorkwam in de poldergebieden. De nieuwe atlasgegevens wezen op een alarmerende afname van het verspreidingsareaal. Bovendien was ook de populatiegrootte op 30 jaar tijd met minstens 70% afgenomen. Hierdoor belandde de graspieper in 2004 op de Rode Lijst in de categorie 'Bedreigd' (Devos *et al.* 2004). Recente trendgegevens uit het monitoringproject Algemene Broedvogels Vlaanderen tonen voor de periode 2007-2010 een populatieafname van 31% (zie rapport Doebevaluatie § 2.1.1). Het broedareaal bleef bijna gelijk. Het algemene verspreidingsbeeld van deze pieper is dan wel nauwelijks veranderd, het is duidelijk dat de neerwaartse aantalstrend van de graspieper nog steeds verdergaat.

Tijdens het onderzoek voor de Vlaamse broedvogelatlas (2000-2002) werd de slobbeend als broedvogel vastgesteld in 26% van de atlashokken. In de Kustpolders en het Scheldebekken is sprake van een aaneengesloten verspreidingsareaal. In de Kempen en de rest van Vlaanderen is de verspreiding fragmentair met een aantal opvallende concentraties in Midden-Limburg. De populatie werd in de periode 2000-2002 geschat op een 800-1.000 broedparen. In de laatste 30 jaar is het

globale verspreidingspatroon niet erg veranderd, maar de aantallen vogels zijn wel bijna verdrievoudigd. Deze toename dient wel genuanceerd vanwege de hoge waterstanden tijdens de atlasperiode, met zeer gunstige broedomstandigheden voor slobeend tot gevolg. Er zijn sindsdien voor Vlaanderen geen betrouwbare cijfers over de populatie of trendgegevens beschikbaar. Gegevens uit een steekproef van goed opgevolgde weidevogelgebieden, zoals de Oostkustpolders, tonen een stijgende trend voor de periode 2004-2009 (Adriaens *et al.* 2011a). De populatie kan dus als stabiel of plaatselijk toegenomen beschouwd worden, weliswaar met jaarlijkse fluctuaties die onder meer gelinkt zijn aan de hoogte van het waterpeil in het voorjaar.

3.2 Huidig weidevogelbeleid

Ter uitvoering van de Europese verordening 2078/92 (de zogenaamde landbouw/milieuverordening) biedt de Vlaamse overheid sinds 2000 landbouwers de mogelijkheid om op vrijwillige basis beheerovereenkomsten (van 5 jaar) te sluiten. Binnen de beheerdoelstelling weidevogels kan de landbouwer uit verschillende pakketten kiezen. In ruil voor het naleven van de contractvoorwaarden krijgt de landbouwer een vergoeding. Daaraan is geen resultaat verbonden. Voor meer details wordt verwezen naar het BVR van 6 juni 2008 en het MB van 11 juni 2008. Het Europees landbouwbeleid stelt dat landbouwgronden met een hoge natuurwaarde prioritaire gebieden zijn voor plattelandsontwikkeling. Daarom heeft Vlaanderen er voor gekozen om weidevogelmaatregelen enkel toe te laten in door het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek afgebakende gebieden op basis van aanwezigheid van kritische en zeer kritische weidevogelsoorten (Danckaert *et al.* 2009). In 2008 werd door het INBO een geactualiseerde weidevogelkaart voor Vlaanderen opgemaakt met als doel het afbakenen van gebieden waar het wenselijk/nuttig is om beheerovereenkomsten voor weidevogels te kunnen afsluiten (Devos *et al.* 2008). Er werd in twee stappen gewerkt. Het INBO maakte een kaart van de belangrijkste weidevogelgebieden in Vlaanderen, louter op basis van duidelijke en wetenschappelijk gefundeerde criteria. Het ANB bepaalde nadien, in overleg met andere terreinbeherende instanties, waar welke beleidsinstrumenten kunnen ingezet worden binnen de afgebakende weidevogelgebieden.

Momenteel zijn er vijf beheermaatregelen/-pakketten binnen het agrarisch beheer voor weidevogels voorhanden. Voor maatregel 1, 2 en 3 (zie verder) is het wijzigen van de waterhuishouding door drainage, ontwatering, afwatering met het oog op de verdroging van het perceel en de bijhorende vegetatie, én het wijzigen incl. de nivellering van het reliëf en microreliëf van de bodem, niet toegestaan. Daarnaast gelden per maatregel specifieke voorwaarden:

1. Uitstellen maaidatum

- het perceel is permanent grasland
- maaien vanaf 16 juni
- indien gemaaid wordt vanaf 16 juni mogen er geen landbouwkundige werkzaamheden uitgevoerd worden tussen 15 juni en de maaidatum
- maaisel afvoeren binnen de 15 dagen na elke maaibeurt
- na de eerste maaibeurt mag er naar keuze gemaaid of beweid worden
- tussen 1 april en 15 juni het perceel niet beweiden, rollen, slepen, bemesten, bestrijdingsmiddelen gebruiken of beregenen

2. Uitstellen beweidingsdatum. Naast de eerste drie voorwaarden van (1) gelden hier ook:

- het perceel mag tot 15 juni uitsluitend als standweide gebruikt worden en de veebezetting mag ten hoogste 2 dieren per hectare bedragen in de periode tussen 1 april en 15 juni
- tussen 1 april en 15 juni het perceel niet maaien, rollen, slepen, bemesten, bestrijdingsmiddelen gebruiken of beregenen

3. Omzetten akkerland in permanent grasland optie maaien - optie beweiden

- het perceel akkerland moet worden omgezet in grasland uiterlijk voor 1 april van het eerste jaar van de beheerovereenkomst en mag tijdens de verdere looptijd van de overeenkomst uitsluitend als meerjarig grasland gebruikt worden
- er dient een grasmengsel te worden ingezaaid of men moet het perceel spontaan laten vergassen; de keuze tussen een grasmengsel inzaaien en spontaan laten vergassen wordt bepaald in de beheerovereenkomst

optie maaien: zie voorwaarden uitstellen maaidatum

optie beweiden: zie voorwaarden uitstellen begrazingsdatum

De maatregelen nestbescherming en vluchtstroken kunnen enkel via een bedrijfsgerichte aanpak binnen de afgebakende kerngebieden.

4. Nestbescherming

- de landbouwer verbindt zich ertoe op zijn volledige bedrijf de nesten van alle soorten uit de onderstaande tabel te beschermen op zowel akker- als grasland en een deskundige bepaalt jaarlijks op aangeven van de landbouwer het aantal nesten op het bedrijf en bepaalt de wijze van bescherming.

Tabel 2 De te beschermen weidevogels bij nestbescherming

Gele kwikstaart	Tureluur
Graspieper	Veldleeuwerik
Grutto	Wulp
Kievit	Zomertaling
Slobeend	Scholekster

5. Vluchtstroken

- tijdens het maaien één of meerdere vluchtstroken behouden met een breedte van minimaal 4 m
- deze stroken tenminste 2 weken later en niet voor 1 juni maaien of beweiden
- de vluchtstroken kunnen jaarlijks roteren over het bedrijf afhankelijk van waar de deskundige de nesten vaststelt

3.3 Gewenste weidevogelmaatregelen

In dit hoofdstuk zijn voor de drie soorten de gegevens over landschapskeuze, algemene habitatkeuze en nesthabitatkeuze, indien niet gespecificeerd, afkomstig uit volgende bronnen: Beintema *et al* (1995); Vermeersch *et al* (2004); Dochy & Hens (2005) en Sovon Vogelonderzoek Nederland (2002). In het deel over de 'Onverstoorde broedperiode' wordt gesproken over de kritische periode van de broedcyclus en de kans op een succesvol vervollegselsel. Voor de bepaling van de kritische periode van de broedcyclus, en de kans op een vervollegselsel wordt verwezen naar de definities gehanteerd in het model ECOPAY (zie rapport ECOPAY). De kritische periode van de broedcyclus wordt hier gedefinieerd als de periode van het broeden zelf en de afhankelijkheid van de jongen van de ouders (vooral voor voederen). De kans van een succesvol vervollegselsel is een ruwe schatting van de grootteorde, hierop kan een zeker variatie zitten. Een vervollegselsel is succesvol als tenminste 1 ei uitkipt.

3.3.1 Grutto

Open landschap en matig intensieve landbouw

De grutto is een soort van open landbouwlandschappen, waar ze vooral in matig intensief gebruikte laaggelegen graslanden voorkomt. Kruidenrijke, licht bemeste, vochtige en laat gemaaide hooilanden genieten de voorkeur.

Kleinschalige grasmozaïek

In Nederland experimenteert men al tientallen jaren met agrarisch beheer in functie van weidevogels. De grutto geniet daarbij speciale aandacht. Uit dit onderzoek blijkt het belang van een kleinschalige grasmozaïek gedurende het ganse broedseizoen. Volwassen vogels verkiezen kort gras om in te foerageren. Het hogere, kruidenrijke gras (15-25 cm) wordt gebruikt als nesthabitat, voedselhabitat en bescherming voor de opgroeiende jongen. Dit is het zgn. "kuikenland". Gruttokuikens zijn vooral tijdens de eerste levensweken afhankelijk van insecten en kleine ongewervelden die gezocht worden in het hogere en kruidenrijke grasland. Een Nederlands experiment toonde aan dat kuikens sneller groeien in ongemaaid grasland. Dit leek mede beïnvloed te worden door een hoger aanbod aan grotere prooidieren in dit type grasland. In gemaaid grasland was de kuikengroei trager. Daarnaast waren kuikens in percelen met een gevarieerder vegetatiestructuur in het algemeen succesvoller in het foerageren. Beide graslandtypes moeten dus in voldoende hoeveelheid in het opgroei habitat beschikbaar zijn. Aangezien sommige grutto's met kuikens zich minder dan 250 m verplaatsen, moet deze mozaïek bovendien op korte afstand van elkaar liggen. Andere grutto's verplaatsen zich tot 1.800 m van het nest. Desondanks bleken de door Nederlandse landbouwers gecreëerde graslandmozaïeken onvoldoende om de populaties in stand te houden. Uit het onderzoek was niet te voorspellen hoe groot het aandeel laat gemaaid grasland moest zijn om een voldoende hoog reproductiesucces te garanderen. Het verhogen van een basisnorm van minstens 0,7 ha ongemaaid grasland per gruttopaar (of 1 ha per gruttogezin) tot 1,4 ha ongemaaid grasland per paar, heeft niet geleid tot een wezenlijke verbetering. Men heeft bovendien een sterk vermoeden dat de kwaliteit van veel graslanden als voedselgebied in een aantal gebieden zo sterk verminderd is, dat die niet meer volstaat als voedselgebied voor de kuikens (te laag aanbod aan prooien) en dat ook de predatie toegenomen is (Schekkerman *et al* 1998; 2005; 2008; Schekkerman & Müskens 2000; Teunissen & Willems 2004).

Onverstoorde broedperiode

De broedperiode van grutto loopt van eind maart tot eind mei met piekperiodes van eileg in april en de eerste twee weken van mei. De eieren worden 22-24 dagen bebroed, de kuikens blijven daarna nog 30-35 dagen bij de ouders vooraleer de familiebanden verbroken worden. De duur van de kritische periode in de broedcyclus bedraagt dus ongeveer 5 weken. De vogels hebben in principe maar één legsel. Als dit verloren gaat, is wel een vervolglegsel mogelijk tot na de tweede week van mei.

Voldoende bodemvocht

Het voedsel van volwassen grutto's bestaat voornamelijk uit regenwormen en emelten (larven van langpootmuggen). Volgens Nederlands onderzoek wordt het aanbod aan deze prooidieren pas optimaal bij een bodemvochtigheid van minimaal 30%. Als bij uitdroging geen regenwormen meer beschikbaar zijn in de bodem, kunnen de grutto's wel overschakelen op emelten. Het is bovendien nog niet duidelijk of dit alternatief aanbod wel voldoende is als vervangvoedsel voor de soort (Klein *et al.* 2010; Teunissen & Wyminga 2011).

Voorkom predatie

Vroeg maaien werkt predatie in de hand. De kuikenoverleving vertoont een positief verband met het aanbod aan ongemaaide percelen en "kuikenland" in de periode van het opgroeien van de kuikens. Ongemaaid grasland biedt dekking aan de kuikens en vermindert de kans op predatie, zeker in grote percelen. Gruttokuikens lopen meer kans om gepredeerd te worden (vooral door vogels) op recent gemaaide of afgeweide percelen en in hergroeiend gras, dan in ongemaaid

grasland. Mogelijk is ook de predatiekans in smalle stroken ongemaaid gras hoger dan in geheel ongemaaide percelen. Het Nederlandse onderzoek toonde aan dat de verliezen tijdens de nestfase gemiddeld 35% van het totale verlies in de reproductieperiode bedragen, en deze in de kuikenfase 65%. Er waren wel grote verschillen tussen gebieden. Predatie droeg voor 60% bij in het totaal van de verliezen van het broedsucces. Predatie van de kuikens, vooral door vogels, had daarbij het grootste effect op het totale broedsucces. Predatie van nesten had doorgaans minder effect (Teunissen *et al.* 2005; Teunissen *et al.* 2008).

Beperk bestrijdingsmiddelen

Het gebruik van bestrijdingsmiddelen in graslanden kan een invloed hebben op de dichtheid en soortenrijkdom aan insecten en andere ongewervelden. Het voedselaanbod voor de kuikens en volwassen vogels kan hierdoor verminderen of onvoldoende worden.

3.3.2 Graspieper

Open landschap en matig intensieve landbouw

De graspieper is een soort die open agrarisch landschap en andere open, veelal vochtige terreinen verkiest. Binnen het landbouwareaal worden zowel graslanden als akkergebieden gebruikt, alhoewel het in dat laatste geval vooral gaat over de bermen binnen dit areaal. De aanwezigheid van greppels, slootranden, bermen en kruidenrijke overhoekjes is van belang voor het broeden en voor het voedsel. In Nederland was de graspieper 30 jaar geleden veel algemener in graslanden dan in akkerbouwgebieden, maar dit is ondertussen veranderd. Door frequente maaibeurten, de uniforme grasmat en de afwezigheid van reliëf en oneffenheden in het terrein zijn veel graslanden minder geschikt geworden als broed- en foerageergebied voor de soort. Een studie toonde aan dat momenteel de helft van de Nederlandse populatie nog in grasland voorkomt, terwijl er toch 30% in akkerland en 16% in gemengd cultuurland broedt. Voor Vlaanderen zijn geen nauwkeurige cijfers beschikbaar. De aanwezigheid van de soort in graslanden is sterk gedaald, maar ook in akkerbouwgebieden is de graspieper weinig algemeen en is het voorkomen hoofdzakelijk beperkt tot grazige bermen.

Korte vegetatie met voldoende oneffenheden en beperkt gebruik van bestrijdingsmiddelen

De graspieper is een grondbroeder. De soort broedt in grasland met een afwisseling van oneffenheden, pollens en bulten, en opener plekken met vooral kort (tot 10 cm) of middelmatig hoog (10-30 cm) gras. Het nest is goed verborgen, vaak tussen overjarig plantenmateriaal in bulten. Plaatsen met hogere kruidige vegetatie (meer dan 30 cm) en veel struiken worden eerder gemedend. Wel zijn verhogingen in de omgeving van het nest, zoals geïsoleerde struiken of weidepalen, welkom als uitkijkpost of als beginpunt van de balts/zangvlucht. Op bermen of kleine graslandstroken binnen het akkergebied is er geen duidelijke voorkeur voor bepaalde gewassen gevonden. Het voedsel van volwassen vogels en jongen bestaat uit ongewervelden: kleine insecten, larven, rupsen, slakjes, kleine wormen en spinnen. Voedsel zoeken gebeurt praktisch uitsluitend al rondlopend, pikkend op de bodem of van de vegetatie. Een studie in graslanden in Groot-Brittannië toonde aan dat zones met een wat lagere vegetatie en grasdichtheid, die als voedselplaatsen verkozen worden, een significant hogere biomassa aan ongewervelden bezitten (Douglas *et al.* 2008). Voor het voeden van nestjongen worden vooral rupsen, adulte langpootmuggen en spinnen aangevoerd.

Onverstoorde broedperiode

Het broeden kan al beginnen vanaf eind maart en gaat door tot begin juli, maar de piekperiodes van eileg vallen in de tweede en derde week van april en de tweede en derde week van mei. De eieren worden 11-15 dagen bebroed. Normaal heeft de soort twee broedsels per jaar. Tussen twee broedsels liggen ongeveer 12 dagen, zodat de totale broedperiode van vogels die in mei beginnen broeden kan uitlopen tot voorbij half juni. In tegenstelling tot de weidevogelsoorten met nestvliedende jongen, zijn de jongen van graspieper nestblijvers. De jongen van deze zangvogel

worden dus grotendeels in het nest gevoederd en zijn pas na 10-14 dagen vliegvlug. De meest kritische periode binnen de broedcyclus bedraagt ongeveer 4 weken. Vaak hebben de jongen het nest al eerder verlaten en verbergen ze zich in de directe omgeving, waar ze tot twee weken lang nog door de oudervogels verder gevoederd worden. Na een mislukking van een eerste broedsel is een vervolglegsel niet ongewoon, zeker niet als dit relatief vroeg in het voorjaar gebeurt (april, eerste week van mei).

3.3.3 Slobeend

Open, waterrijk landschap

De slobeend geeft de voorkeur aan een open landschap met vochtige tot natte graslanden, die doorsneden zijn met talrijke sloten, en aan ondiepe voedselrijke zoetwaterplassen met een rijke oeverbegroeiing. Vooral in weidegebieden kunnen de aantallen sterk schommelen naargelang de waterstand in het voorjaar. De slobeend is een grondbroeder en maakt een ondiep en met dons bekleed kuiltje tussen het gras, aan de rand van sloten en plassen of in de oevervegetatie zelf. Hoewel slobeenden samen met zomertalingen klassieke graslandvogels zijn, tolereren ze overvloedige oeverbegroeiing van hoog riet tot bossen.

Voldoende bodemvochtigheid en goede waterkwaliteit

Om te broeden verkiest de soort grasland van een voldoende hoogte, met een waterpeil dat rond of net boven het maaiveld komt. Als foerageergebied zijn ondiepe sloten, plassen en plas-dras situaties ideaal, maar er moet een goede waterkwaliteit zijn. Slobeenden filteren met hun aangepaste platte snavel het zoetwaterplankton. Daarnaast eten ze kleine kreeftachtigen, insecten en hun larven, kikkervisjes en zaden en knoppen van water- en moerasplanten.

Onverstoorde broedperiode

De broedperiode loopt van eind april tot de tweede week van juni maar de piekperiode van de eileg valt vooral van de derde week van april tot de derde week van mei. Het broeden duurt 22 tot 25 dagen. Daarna zijn de jongen nog 40-45 dagen deels afhankelijk van de ouders. Slobeenden zijn nestvlinders en na het uitkomen van de eieren trekt de familie meestal naar open water (sloten, plassen,..) waar ze minder kwetsbaar zijn voor landbouwactiviteiten. De meest kritische periode binnen de broedcyclus bedraagt ongeveer 4 weken (broedperiode). Bij verstoring van het eerste broedsel is een vervolglegsel mogelijk.

3.4 Evaluatie weidevogelbeleid

3.4.1 Grutto

In Vlaanderen is er, in tegenstelling tot Nederland, weinig informatie voorhanden over de effectiviteit van de bestaande beheermaatregelen voor weidevogels. Onder meer over het broedsucces en de overleving van de jongen is er nauwelijks informatie beschikbaar.

De evaluatie van de maatregelen in Vlaanderen (en de daaraan gekoppelde aanbevelingen) is noodgedwongen grotendeels gebaseerd op resultaten uit Nederland, ook al is de situatie tussen beide landen niet altijd vergelijkbaar.

Nestgelegenheid

Zowel de maatregelen (1) Uitstellen van maaidatum vanaf 16 juni, (2) Uitstellen van beweidingsdatum als (3) Omzetten van akkerland in permanent weiland, laten in principe de soort toe om een nest te maken in geschikte vegetatie. Het feit dat bij (2) en (3) begrazing toegelaten wordt tot 1 april, wat eventueel invloed kan hebben op de grashoogte, lijkt geen probleem gezien in het algemeen weilanden nauwelijks beweid worden voor die datum.

Overleving van de nesten

Normaal gezien zijn bij maaien op 16 juni (maatregel 1) de meeste nesten al uitgebroed. Het grootste deel van de broedperiode van de grutto valt voor die datum zodat late legfels slechts bij uitzondering verloren zullen gaan. Bij maatregel (2) Beweiden is in de broedperiode een veedichtheid van 2 GVE/ha toegelaten. Een dergelijke dichtheid kan reeds een aanzienlijke vertrappling van nesten veroorzaken, zeker wanneer het om jongvee gaat (Beintema & Müskens 1987). De maatregel (4) Nestbescherming leidt blijkbaar in een aantal gevallen tot een verbetering van het uitkomstsucces vergeleken met gebieden waarin dergelijke bescherming niet plaatsvindt, maar er is grote variatie tussen de gebieden. Het is echter gebleken dat, bij aanwezigheid van veel predatoren, bescherming van nesten ook averechts kan werken omdat predatoren, door het controleren van de nesten, deze gemakkelijker weten te vinden (Goedhart *et al.* 2010). Mede hierdoor is nestbescherming niet altijd even populair bij vrijwillige medewerkers aan dergelijke projecten (Steurbaut *et al.* 2004).

Kuikenoverleving

Een aantal aspecten binnen de bestaande beheermaatregelen kunnen een negatief effect hebben op de kuikenoverleving. De jongen van de grutto zijn nestvlieders. Ze verlaten dus bijna onmiddellijk na het uitkippen het nest. Zolang ze niet vliegvlug zijn, blijven ze evenwel kwetsbaar voor uitmaaien, zeker bij een maaidatum rond half juni. Percelen die gemaaid worden in de opgroefase van de kuikens worden ook grotendeels ongeschikt als opgroehabitat van de jongen. De aanwezigheid van een zeker aantal ongemaaide percelen na 15 juni is dus belangrijk. De maatregel (5) Vluchtstroken kan in dat opzicht aanvullend functioneren op het later maaien van gehele percelen (Schekkerman & Müskens 2000).

3.4.2 Graspieper

In tegenstelling tot de 'echte' weidevogels zoals de grutto, is er weinig geweten over de invloed van beheermaatregelen voor weidevogels op de graspieper.

Nestgelegenheid

Zowel de maatregelen (1) Uitstellen van maaidatum vanaf 16 juni, (2) Uitstellen van de beweidingdatum als (3) Omzetten van akkerland in permanent weiland, laten in principe de soort toe om een nest te maken in geschikte vegetatie. Het toestaan van begrazing tot 1 april (maatregel 2 & 3) zal hoogstwaarschijnlijk zeer weinig invloed hebben op de grashoogte - en dus de nestgelegenheid - aangezien voor die datum nauwelijks vee op de weide wordt gezet. De maatregel (5) Vluchtstroken, vooral dan aan perceelsranden, kunnen een positief effect hebben als aanbod voor de nestgelegenheid. Maatregel (4) Nestbescherming, is een maatregel die vrij arbeidsintensief is en waar men tot nu toe weinig positieve effecten voor de soort heeft kunnen vaststellen. Er is derhalve onvoldoende regionale info voorhanden om dit te kunnen evalueren (Steurbaut *et al.* 2004; Leestmans *et al.* 2012).

Kuiken/ jongenoverleving

De jongen van graspiepers zijn nestblijvers. Totdat ze onafhankelijk zijn van de oudervogels is dus vooral de onmiddellijke nestomgeving van belang voor de overleving van de kuikens, dit in tegenstelling tot nestvlieders waar ook andere terreinen dichtbij het nest belangrijk zijn. Wanneer op 16 juni zelf of kort daarna gemaaid of beweid wordt (maatregelen (1) en (2), eventueel (3)), kan dit een negatieve invloed hebben op de overleving van de jongen. De periode vanaf de eileg tot het vliegvlug zijn van de jongen bedraagt bij graspieper immers een maand. Er kunnen dus tweede broedsels, begonnen in de derde week van mei, vernietigd worden bij het maaien, waarbij in of rond het nest zittende jongen gedood worden. Over de invloed van (4) Nestbescherming is er voor Vlaanderen onvoldoende informatie beschikbaar om deze maatregel te kunnen evalueren. Een Nederlandse studie geeft aan dat het verlies van weidevogelnesten door agrarische werkzaamheden een derde tot een vijfde lager kan liggen indien nestbescherming wordt toegepast dan zonder nestbescherming. Voor de graspieper wordt echter geen aparte informatie gegeven

Andere studies geven aan dat het effect van nestbescherming op graspieper laag is en dat de soort uitbreidt in gebieden waar deze maatregel niet toegepast wordt (Teunissen *et al.* 2005).

Voedselaanbod

Het gebruik van sproeistoffen voor 1 april kan negatieve effecten hebben op het voedselaanbod.

3.4.3 Slobeend

Nestgelegenheid

Zowel de maatregelen (1) Uitstellen van maaidatum vanaf 16 juni, (2) Uitstellen van beweidingdatum als (3) Omzetten in permanent weiland, laten in principe de soort toe om een nest te maken in geschikte vegetatie. Het toelaten van begrazing tot 1 april (maatregel 2 & 3) zal hoogstwaarschijnlijk zeer weinig invloed hebben op de grashoogte en dus de nestgelegenheid gezien voor die datum nauwelijks vee op de weide wordt gezet. De maatregel (5) Vluchtstroken heeft allicht niet veel invloed op de nestgelegenheid. Maatregel (4) Nestbescherming is voor slobeend moeilijk te realiseren. Ze broeden vaak in moerassige randen waar nesten moeilijk te vinden zijn. Ze worden in deze drassige terreinen dan ook veel minder gestoord tijdens het maaien dan soorten die meer centraal in de graslanden broeden.

Nest/Kuikenoverleving

Het verlaten van de maaidatum of het inscharen van vee tot na 15 juni verhoogt de kans op succesvolle broedgevallen. Late broedsels (begonnen na de derde week van mei) kunnen bij maaien kort na 16 juni (maatregel 1) vernietigd worden, maar normaal gezien is dit slechts een klein deel van het totaal aantal nesten. Het beweiden tijdens de broedperiode met 2 GVE per ha brengt wel een vertrappingsrisico met zich mee. De jongen van de slobeend zijn nestvlinders die al zeer snel na het uitkippen het land verlaten en in het watermilieu zullen verblijven. Daardoor is de kans op negatieve effecten door maaien of beweiden direct na 16 juni vrij klein.

3.4.4 Algemeen

Voor de drie weidevogelsoorten zijn het uitstellen van de maaidatum, het uitstellen van de beweidingdatum en het omzetten van akkerland in permanent weiland maatregelen die positief zijn voor de nestgelegenheid en voor de overleving van nesten en kuikens. Een maaidatum vanaf 16 juni betekent echter dat er nog steeds een risico bestaat op het uitmaaien van gruttokuikens en nesten (tweede broedsels) van graspieper. Bovendien wordt het gemaaide perceel grotendeels ongeschikt als opgroei habitat voor de kuikens. Indien geschikte opgroei gebieden in de nabije omgeving ontbreken, is hier een probleem. Het inscharen van vee tijdens de periode 1 april – 15 juni met 2 GVE-eenheden per ha brengt een vertrappingsrisico met zich mee in de nestfase van grutto, graspieper en slobeend en ook in de jongenfase van graspieper. Vluchtstroken kunnen positief zijn voor graspieper (beschermen nesten tegen uitmaaien) en als aanvullende maatregel ook bij grutto (opgroei habitat kuikens). Over de resultaten van nestbescherming zijn de meningen verdeeld, het kan positief zijn maar tegelijk ook de kans op predatie verhogen.

Er dient benadrukt te worden dat het hier gaat om een evaluatie van de beheermaatregelen zelf. Naast de aard van de maatregelen zijn ook de ruimtelijke schaal waarop ze worden toegepast en al dan niet gunstige omgevingsfactoren (zoals waterpeilen) in belangrijke mate bepalend voor het succes van de beheermaatregelen. Op dit ogenblik ontbreken de nodige gegevens om een algemene evaluatie van het weidevogelbeheer in Vlaanderen uit te voeren.

3.5 Aanbevelingen en conclusies voor weidevogelbeleid

Wat het inhoudelijke aspect van de beheerpakketten en beheermaatregelen betreft, kunnen volgende aanbevelingen geformuleerd worden:

Grutto

1. Het verlaten van de maaidatum tot begin juli (zie ook rapport ECOPAY), als het merendeel van de kuikens opgegroeid is, is een maatregel die de overleving van de kuikens zeker zal bevorderen en als optie zou kunnen aangeboden worden aan de landbouwers. Een verhoogde vergoeding voor deze verlating kan hierbij stimulerend werken. Het later inscharen van vee in de beweidingspakketten, tot op het ogenblik dat de meeste nesten uitgekomen zijn, kan het percentage vertrapelde nesten verlagen.
2. Het is aangewezen om maatregelen te voorzien in functie van de beschikbaarheid van kruidenrijke graslanden tijdens de opgroeifase van de jongen, eventueel via een vorm van botanisch beheer.
3. Het beperken van het gebruik van bestrijdingsmiddelen, zowel voor als na de broedperiode, is een maatregel die voor alle weidevogelsoorten positief is en in overweging kan genomen worden.
4. Nestbescherming, in de betekenis van het opzoeken van nesten en plaatsen van nestbeschermers, heeft als nadeel dat het risico op predatie toeneemt en is alleen aan te bevelen indien nesten acuut bedreigd worden door geplande agrarische activiteiten.

Graspieper

1. Net als bij de grutto kan het verlaten van de maai- en/of beweidingsdata tot na 1 juli een positief effect hebben op het broedsucces, vooral van tweede legsels.
2. De graspieper komt ook plaatselijk voor in akkergebieden. In deze gebieden kunnen bepaalde beheermaatregelen bedoeld voor akkervogelsoorten ook zinvol toegepast worden voor graspieper. De soort kan vooral gebaat zijn bij de aanleg van grasstroken met mengsels van doorlevende, pollenvormende grassoorten. Langs slootkanten en perceelsranden, op bermen en andere taluds kunnen op die manier nieuwe broedbiotopen gecreëerd worden (Vickery *et al.* 2002; 2009; Douglas *et al.* 2009). Het kort houden van bestaande graslandranden is voor graspieper een noodzaak. Daarbij moet maaien tijdens de broedperiode vermeden worden.

Slobeend

Slobeend heeft vooral baat bij het verlaten van maai- en beweidingsdata tot net na het uitkomen van de eieren. Een voldoende groot aanbod aan plas-dras situaties en een goed slootbeheer waarbij voldoende open water en dekking (oevervegetatie) beschikbaar blijft, is belangrijk.

Algemeen

De huidige toegepaste maatregelen in Vlaanderen zijn er vooral op gericht om agrarische activiteiten in het broedseizoen te beperken en deze uit te stellen tot in juni. Onder meer uit Nederlands onderzoek bleek dat hierdoor effectief een reductie optreedt in het verlies van eieren en jongen (o.a. Schekkerman & Muskens 2000). In die betekenis kunnen deze beheermaatregelen zeker als nuttig worden beschouwd. Anderzijds tonen wetenschappelijk onderbouwde evaluaties ook aan dat dit zelden resulteert in een populatietoename van de doelsoorten en in veel gevallen zelfs een verdere afname van de aantallen niet kan stoppen (Breeuwer *et al.* 2009). Dit kan er op wijzen dat het broedsucces bij beheerovereenkomsten nog steeds niet hoog genoeg is om de populatie op peil te houden, zoals in het geval van de Grutto in Nederland. Daarom werd in Nederland het pakket aan maatregelen bijgestuurd in de richting van mozaïekbeheer en vervolgens een verbeterd mozaïekbeheer, waarbij beschikbaarheid van voldoende opgroei habitat voor kuikens voorop staat (Teunissen *et al.* 2007). Omdat ook dit nog niet altijd de gewenste resultaten oplevert, wordt recent ook nagedacht over een concept van kerngebieden met een beperktere oppervlakte maar met een hogere kwaliteit (bv. met hogere waterstanden en minder bemesting) (Melman *et al.* 2011).

Ervaringen met weidevogelbeheer in Nederland en in andere landen, tonen het grote belang aan van goede wetenschappelijke gegevens ter ondersteuning van dit beheer. Hieraan ontbreekt het echter grotendeels in Vlaanderen, zowel op het vlak van ecologisch als op evaluerend onderzoek. Onderstaande aanbevelingen zijn daarom in belangrijke mate gebaseerd op bevindingen in Nederland, ook al is de situatie in Vlaanderen en Nederland niet op alle vlakken vergelijkbaar o.a. wat schaalvergroting in de landbouw betreft. Een verkennende analyse in Vlaanderen toonde echter aan dat het aantal weidevogels per perceel gecorreleerd is met de proportie land in weidevogelbeheer in de omgeving. Dit suggereert dat in Vlaanderen toch ongeveer dezelfde mechanismen aan het werk zijn als in Nederland (Strubbe *et al.* 2010). Daarom kunnen de volgende beleidsaanbevelingen geformuleerd worden:

1. In Vlaanderen zou het concept van de ruimtelijke mozaïek op gebiedsschaal meer ingang moeten vinden in het kader van beheer van weidevogels in gebieden met agrarisch landgebruik. Dit vergt een betere planning op het niveau van weidevogelgebieden, waarbij een minimale oppervlakte aan percelen in weidevogelbeheer gegarandeerd dient te worden⁴. Beheerovereenkomsten op een klein aantal versnipperde percelen zijn wellicht weinig effectief.
2. Naast een aanpassing van het agrarisch beheer is het van belang dat minstens in een aantal voldoende grote kerngebieden gunstige randvoorwaarden worden gecreëerd betreffende abiotische omstandigheden en omgevingsfactoren (bv. verhoging waterpeilen, bevorderen openheid van het landschap). Voor het uitvoeren van deze maatregelen in de kerngebieden kan een aankoopbeleid wenselijk zijn, indien gangbare landbouwpraktijken in het gedrang komen (bv. in het geval van verregaande vernatting) of om meer variatie in beheer te voorzien (bv. verschillende maaidata).
3. Er moet tevens gestreefd worden naar een grotere samenhang en connectiviteit van kerngebieden in natuurbeheer en gebieden in agrarisch beheer, waardoor meer "kuikenland" voor grutto beschikbaar is in de nabije omgeving. Een grotere connectiviteit zou mede gerealiseerd kunnen worden door aanleg van weidevogelranden, alhoewel in een recent experiment (SOLABIO project, Leestmans *et al.* 2012) hier voor de soort nog geen positieve resultaten werden geboekt.
4. Er zou gestreefd moeten worden naar meer internationaal overleg rond vrijwaring van de voedselgebieden (dikwijls agrarische zones) die tijdens de trekperiode en de overwintering door grutto en ander weidevogelsoorten gebruikt worden. Parallel dient onderzoek opgestart te worden naar de invloed van veranderingen in deze gebieden op de overleving van de broedpopulaties in Vlaanderen.
5. Tenslotte zou het vooral bij broedgevallen van zeldzame en bedreigde soorten nuttig zijn dat jaarlijks ook financiële middelen ter beschikking zijn voor (éénmalige) vergoedingen van ad hoc maatregelen ter bescherming van nesten en jongen (bv. het uitstellen van maaidata op percelen waarop zich kwartelkoningen hebben gevestigd).

⁴ Dit is vergelijkbaar met de huidige werkwijze bij de zoekzones voor akkervogelbeheer.

4 Evaluatie bescherming en beheer van ganzenpopulaties

Tim Adriaens, Frank Huysentruyt, Paul Van Daele, Koen Devos, Jim Casaer (Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek)

In dit hoofdstuk wordt het huidige beleid met betrekking tot ganzen in Vlaanderen geëvalueerd. De ganzenproblematiek bestaat uit drie deelaspecten:

1. de beschermingsnoden van overwinterende ganzen die in internationaal belangrijke aantallen overwinteren in Vlaanderen;
2. de mate waarin ganzen landbouwschade veroorzaken en hoe een georganiseerde aanpak hierop kan ingrijpen;
3. de aanwezigheid van (invasieve) exotische en gedomesticeerde ganzensoorten in Vlaanderen, waarbij de economische schadeproblematiek aangevuld wordt met een ecologische schadecomponent.

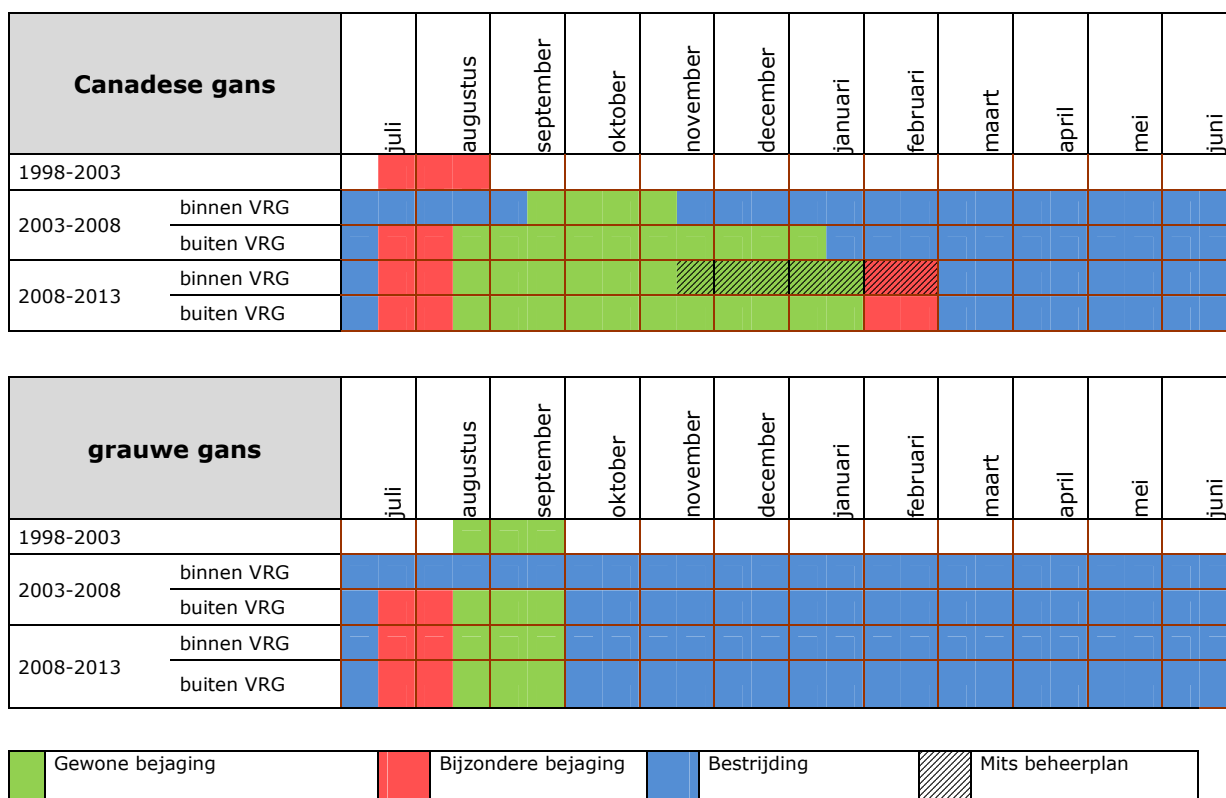
Na een bespreking van de huidige toestand en trend van de ganzenpopulaties, het huidig gevoerde beleid en het actuele beheer voor de verschillende (groepen) ganzen, wordt dieper ingegaan op een aantal onduidelijkheden en knelpunten die zich onder het huidige beleid voordoen. Ten slotte wordt een afwegingskader opgesteld met objectieve criteria als kapstok voor alternatieve beleidsscenario's en worden een aantal concrete verbeterpunten geformuleerd. ganzensoorten die in Vlaanderen zeer zeldzaam zijn (roodhalsgans, dwerggans, sneeuwvangans, rotgans...) worden in deze bijdrage niet behandeld.

4.1 Toestand en trend ganzenpopulaties

Grauwe gans wordt historisch gezien in Vlaanderen tot de inheemse broedvogels gerekend. Een herintroductieprogramma in de jaren '50 leidde tot een kleine lokale populatie van enkele tientallen broedparen in de Zwinstreek. In de jaren '80 breidde deze kern uit naar de oostkustpolders en het Oost-Vlaams Krekengebied. Vanaf de jaren '90 kwam een snelle toename van het broedbestand op gang, van 350 paren in 1995 tot 1.000 broedparen in 2000 en 1.200-1.300 broedparen in 2002 (Vermeersch *et al.* 2004). In de winter herbergt Vlaanderen 14.000-16.000 vogels, of ongeveer 2-3% van de Noordwest-Europese populatie van ongeveer 610.000 vogels (Devos *et al.* 2005a,b; Kuijken *et al.* 2005; Devos & Kuijken 2010; Birdlife International 2012).

Deze Europese populatie is de voorbije decennia eveneens sterk toegenomen (Burfield & Van Bommel 2004). Belangrijke overwinteringsgebieden zijn de poldercomplexen, het Zwin en de polders en schorren van de Beneden-Schelde. Verder zijn ook het Oost-Vlaamse Krekengebied en de Maasvallei in Limburg, die deel uitmaken van grensoverschrijdende gebieden met overschrijding van de 1% norm, belangrijk. Internationaal geniet de soort geen speciale bescherming, maar er dient wel een goede staat van instandhouding gegarandeerd te worden (Paelinckx *et al.* 2009). Voor grauwe gans is de hoogst gerapporteerde afschotwaarde 1,95 ganzen/100 ha. Globaal gezien was er tussen 1998 en 2007 een stijging in het afschot, maar na de piek in 2005 lijkt het afschot terug te dalen. Jaarrond bestrijding van grauwe gans in het kader van natuurbeheer werd mogelijk vanaf 2003 (tabel 3), wat resulteerde in meer wildbeheereenheden die afschot rapporteerden, maar niet in een hoger totaal afschot. De trend in het afschot loopt gelijk met de sterke toename van het aantal broedparen in Vlaanderen tot 2003 (Scheppers & Casaer 2008). Ook de Europese populaties kenden in de periode 1990-2000 een sterke toename (Burfield & Van Bommel 2004). Sinds 2005 nam het afschot, evenals de Vlaamse winterpopulatie, terug af (figuur 3).

Tabel 3 Evolutie van de openingsperiodes binnen en buiten Vogelrichtlijngebied (VRG) voor gewone bejaging, bijzondere bejaging en bestrijding van Canadese gans en grauwe gans sinds 1998.

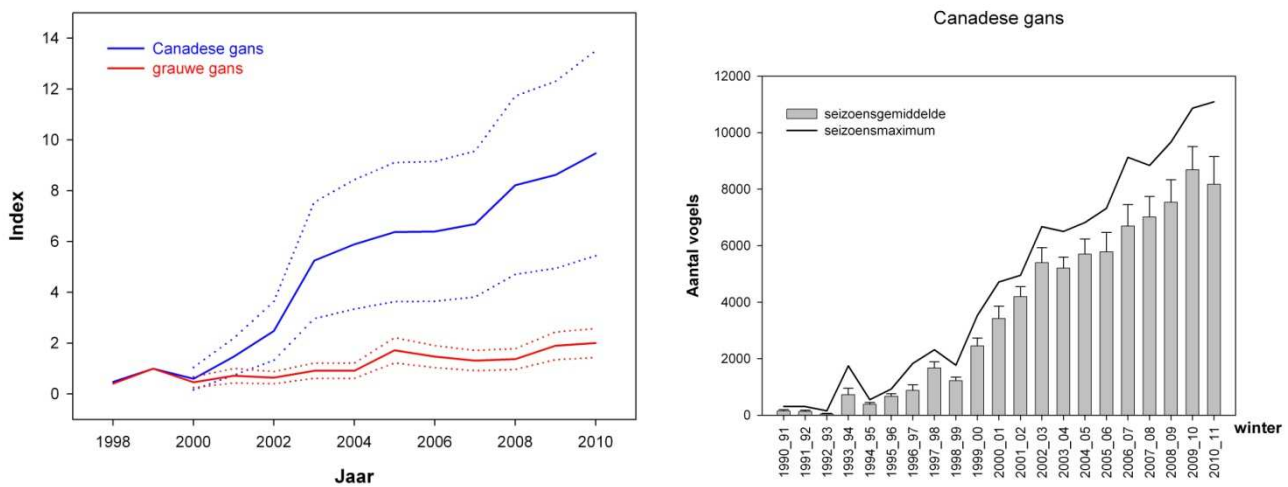


Canadese gans komt verspreid voor over heel Vlaanderen, maar is in het oostelijke deel minder aanwezig. Dat weerspiegelt zich ook in de afschotkaart. De hoogste aantallen situeren zich in de Schelde- en Leievallei. De evolutie van het aantal broedparen Canadese gans is sinds 1973 vrij goed gekend. Vanaf 1980 neemt de soort toe. Sinds 1995 is de broedpopulatie vertienvoudigd. Van 1994 tot en met 1999, toen het aantal broedparen nog laag was, konden Canadese ganzen vrij nauwkeurig geteld worden. Van 2000 tot en met 2002 werd de soort opnieuw geteld in het kader van de broedvogelatlas. Op dat moment bedroeg de populatie naar schatting 1.400-1.800 broedparen (Vermeersch *et al.* 2004). Sinds de tweede atlasperiode komen onvoldoende gegevens binnen om een Vlaamse trend van de broedpopulatie van Canadese gans te bepalen. Op basis van de watervogeltellingen (winterhalfjaar) is wel af te leiden dat de najaarspopulatie (minstens 10.000 tot 12.000 exemplaren) zich enigszins lijkt te stabiliseren en dat mogelijk een eind is gekomen aan de exponentiële groei. Het afschot van Canadese gans verschilt sterk tussen wildbeheereenheden, maar kan oplopen tot 2,35 ganzen per 100 hectare (Scheppers & Casaer 2008). De index van het afschot laat een duidelijke toename zien sinds 2000 (figuur 3). In 2007 lag het afschot 7 keer hoger dan in 1999. Dit loopt gelijk met de sterke groei van de Vlaamse broedpopulatie in die periode. Terwijl in het openingsbesluit van 1998 enkel bijzondere bejaging van 10 juli tot 31 augustus mogelijk was, werd in 2003 de gewone jacht op de Canadese gans voor vijf maanden geopend (tabel 3). Daarnaast werd het mogelijk om Canadese gans te bestrijden in het kader van natuurbeheer. Mede hierdoor verdubbelde het aantal wildbeheereenheden dat afschot van Canadese gans verwezenlijkte. Deze veranderingen in de bejagings- en bestrijdingsmogelijkheden kunnen deels, naast een toename van de populatie, mee aan de basis liggen van het sterk verhoogde afschot sinds 2003 (Scheppers & Casaer 2008).

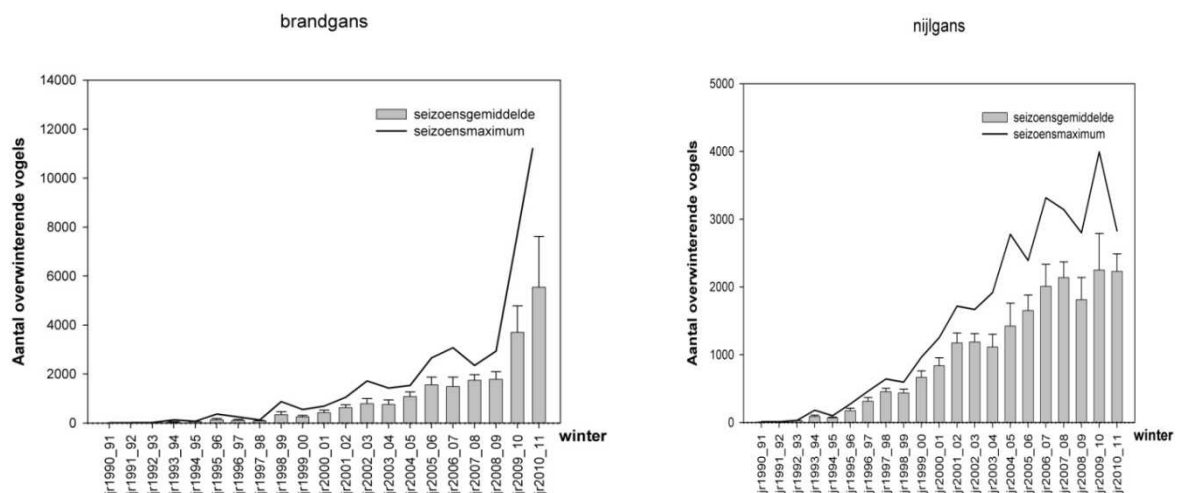
De brandgans was ooit exclusief een Arctische broedvogel, waarvan vooral vogels uit de Russisch-Baltische subpopulatie in Vlaanderen kwamen overwinteren. Sinds begin de jaren '90 broedt de soort ook in Vlaanderen. Het aantal broedparen nam snel toe van 120-150 in 2000-2002 tot 180-250 koppels in de periode 2003-2005 (Vermeersch *et al.* 2004). Recentere gegevens over de broedpopulatie in Vlaanderen zijn niet beschikbaar. De simultaantellingen (2010-2011) in het kader

van het project Invexo (zie verder) tonen echter nog steeds een toename van overzomerende brandganzen in West- en Oost-Vlaanderen (Adriaens *et al.* 2011b). De watervogeltellingen tonen aan dat ook de winteraantallen sterk opgelopen zijn (figuur 4). Deze evolutie is analoog aan de tendens in Nederland, waar de populatie in de periode 1999-2008 een jaarlijkse groei van 29% kende tot 8.300 koppels (Voslamber *et al.* 2010). Sinds de jaren 1980 hebben zich op verschillende plaatsen langs de traditionele trekroute broedkolonies gevestigd, zo ook in het Zeeuwse Deltagebied (Noordzee-populatie) (Jonker *et al.* 2011). Over het algemeen wordt aangenomen dat de huidige Vlaamse broedpopulatie ontstond uit ontsnapte of losgelaten vogels, wat op verschillende plaatsen in Vlaanderen gedocumenteerd is (Devos & Kuijken 2008). Er is echter bewijs dat daarnaast ook wilde brandganzen in Vlaanderen broeden en er zijn sterke vermoedens van uitwisseling tussen de Vlaamse en Zeeuwse populatie (Devos 2011).

De populatie nijlgans werd in 2000-2002 geschat op 800-1.100 broedparen (Vermeersch *et al.* 2004). Voor betrouwbare gegevens over de huidige broedpopulatie is het wachten op de resultaten van de algemene broedvogelmonitoring. De winteraantallen tonen echter sindsdien een sterk stijgende trend (figuur 4).



Figuur 3 Links: Index van het gerapporteerd aantal geschoten Canadese (blauw) en grauwe ganzen (rood) in Vlaanderen in de periode 1998-2010, met 1999 als referentiejaar (1999 = 1) en het 95%-betrouwbaarheidsinterval in stippellijn (Bron: afschotstatistieken wildbeheereenheden). Rechts: Gemiddelde (balken) met standaardfout en maximaal aantal Canadese ganzen (volle lijn) in Vlaanderen per winterhalfjaar (oktober-maart 1990-2011) (Bron: watervogeldatabank Vlaanderen, INBO).



Figuur 4 Gemiddelde (balken) met standaardfout en maximaal aantal (volle lijn) brandganzen (links) en nijlganzen (rechts) in Vlaanderen per winterhalfjaar (oktober-maart 1990-2011) (Bron: watervogeldatabank Vlaanderen, INBO).

De kleine rietgans broedt op Groenland, IJsland en Spitsbergen. Vlaanderen vormt het meest zuidelijke overwinteringsgebied van de populatie op Spitsbergen, die momenteel ongeveer 63.000 vogels telt. Het aandeel van deze populatie dat in de Oostkustpolders overwintert, nam toe van minder dan 40% in 1990 naar ongeveer 90% in 2000, maar is ondertussen opnieuw afgenomen tot ongeveer 50%. De Oostkustpolders zijn met voorsprong de belangrijkste ganzenregio en zijn goed voor gemiddeld 71% van het totaal aantal doorgebrachte gansdagen in Vlaanderen (Kuijken *et al.* 2005).

Voor de kolgans herbergt Vlaanderen 3,5-5% van de totale Noordwest-Europese populatie die momenteel ongeveer 1.200.000 vogels telt. In strenge winters kan dit percentage uitzonderlijk oplopen tot 12% (Devos & Kuijken 2008; 2010). De traditionele overwinteringsgebieden zijn de poldercomplexen, het Zwin, de IJzervallei, de Maasvallei en de Antwerpse Kempen.

Toendrarietganzen overwinteren sinds 2000 regelmatig in Vlaanderen, in groepen tot 4.500 vogels. De totale populatie toendrarietganzen wordt geschat op 522.000 vogels en is stabiel (Birdlife International 2012). Vooral het Krekengebied en de Maasvallei zijn in grensoverschrijdend kader met Nederland belangrijk voor deze soort. In tegenstelling tot kleine rietgans, kolgans en grauwe gans, waar > 75% van de vogels zich in Vogelrichtlijngebieden ophoudt, houden rietganzen zich voornamelijk buiten deze gebieden op (< 25% van de populatie komt binnen Vogelrichtlijngebied voor) (Paelinckx *et al.* 2009).

4.2 Huidig ganzenbeleid

4.2.1 Wettelijk statuut van de verschillende ganzensoorten

Het wettelijk statuut van de verschillende ganzensoorten in Vlaanderen is bepalend voor de mate waarin ze bescherming genieten en bepaalt ook de mogelijkheden om hun populaties te beheren.

De uitheemse Canadese gans en de inheemse grauwe gans vallen als waterwild onder het Jachtdecreet⁵. Enkel voor deze twee ganzensoorten werden in het recentste openingsbesluit bejagingsperiodes voorzien. Hiermee zijn deze twee soorten de enige bejaagbare ganzensoorten. Op deze soorten is zowel reguliere jacht, bijzondere bejaging als bestrijding mogelijk. Hiervoor bestaan wettelijk bepaalde openingstijden en modaliteiten voor het bejagen en bestrijden. Ook kleine rietgans, rietgans en kolgans zijn jachtwildsoorten, maar er is geen openingstijd voor deze soorten zodat voor deze ganzen jacht noch bestrijding toegestaan zijn. Een aanzienlijk gedeelte van de Noordwest-Europese populatie van deze Arctische ganzensoorten komt in Vlaanderen overwinteren (Kuijken 2005; Kuijken *et al.* 2005). Voor deze soorten, evenals voor overwinterende grauwe ganzen, heeft Vlaanderen een internationale verantwoordelijkheid tot bescherming (Vogelrichtlijn⁶) en werden gewestelijke instandhoudingsdoelen opgemaakt (Paelinckx *et al.* 2009). Schade door deze soorten wordt vergoed via het Wildschadebesluit⁷. Ook voor de winterpopulatie grauwe gans zijn instandhoudingsdoelen geformuleerd. Voor grauwe gans maakt het huidige beleid het wel mogelijk om met het geweer te bestrijden in de wintermaanden. De brandgans is een inheemse ganzensoort en een Bijlage-I-soort van de Vogelrichtlijn. Ze is dan ook beschermd door het Soortenbesluit⁸. De schade door deze ganzensoort wordt bijgevolg eveneens vergoed via het Wildschadebesluit. De overige ganzensoorten zoals nijlgans, Indische gans, magelhaengans en zwaangans komen van oorsprong niet in Vlaanderen voor en zijn dus volgens de definitie uit het Soortenbesluit exoten. Ze hebben in Vlaanderen geen wettelijk beschermd statuut en mogen te

⁵ Jachtdecreet van 24 juli 1991 m.b.t. het verstandig gebruik van wildsoorten en hun leefgebieden.

⁶ Richtlijn 79/409/EEG van 2 april 1979 inzake het behoud van de vogelstand.

⁷ Besluit van de Vlaamse Regering van 3 juli 2009 betreffende de vergoeding van wildschade of van schade door beschermde soorten en tot wijziging van hoofdstuk IV van het besluit van de Vlaamse Regering van 23 juli 1998 tot vaststelling van nadere regels ter uitvoering van het decreet van 21 oktober 1997 betreffende het natuurbehoud en het natuurlijk milieu.

⁸ Besluit van de Vlaamse Regering van 15 mei 2009 met betrekking tot soortenbescherming en soortenbeheer (BS: 13/08/2009).

allen tijde en door iedereen gedood en gevangen worden. Verder ressorteren onder de noemer "boerengans" een groot aantal hybriden en komen in de zomer ook sporadisch andere soorten voor (bv. sneeuwgans, Ross' gans), die vermoedelijk als ontsnapte siervogels kunnen bestempeld worden. Deze gedomesticeerde vogels hebben hetzelfde statuut als uitheemse soorten. Voor brandgans en grauwe gans treedt vermenging op tussen verwilderde vogels, wilde trekvogels die in Vlaanderen komen overwinteren en lokale populaties die jaarrond aanwezig zijn. Hierdoor is het onderscheid tussen verwilderde en wilde ganzen steeds moeilijker te maken.

Naast deze wettelijke opdeling wordt vaak ook een opdeling gemaakt in zogenaamde "winterganzen" en "zomerganzen". Met winterganzen worden overwinterende Arctische ganzen bedoeld, die hier enkel in de wintermaanden in grote aantallen aanwezig zijn en elders broeden. Hieronder vallen kolgans, kleine rietgans, rietgans, brandgans en grauwe gans. Zomerganzen zijn, anders dan de naam doet vermoeden, die ganzen die hier jaarrond aanwezig zijn (Huysentruyt *et al.* 2010). Hierbij wordt een deel van de populatie grauwe gans en brandgans gerekend, naast Canadese gans en nijlgans (tabel 4).

Tabel 4 Overzicht van de belangrijkste ganzensoorten in Vlaanderen (excl. dwerggans, roodhalsgans, rotgans) met hun juridische en andere statuten (groen = "winterganzen", oranje = "zomerganzen", groen en oranje = mengvorm). Categorieën van de diverse bijlagen van Soortenbesluit en Vogelrichtlijn worden verklaard in voetnoot ^{9,10,11,12}.

	juridisch									
	Soortenbesluit			Jachtdecreet		Vogelrichtlijn			Wildschadebesluit	
	Cat 2	Cat 4	Exoot	Jacht open	Jacht niet open	Bijlage I	Bijlage II		Schade betaalbaar	overheid
					II A	II B	G-IHD	grondeige naar/jacht rechthouder		
Kleine rietgans	•	•			•		•	•		•
kolgans	•	•			•		•	•		•
rietgans	•	•			•	•		•		•
grauwe gans	•	•		•			•	•	•	
Canadese gans	•	•	•	•			•		•	
brandgans	•					•				•
nijlgans			•							
magelhaengans			•							
Indische gans			•							
gedomesticeerde soorten en hybriden			•							

⁹ Soortenbesluit, Bijlage 1, Categorie 1: soorten waarop de basisbeschermingsbepalingen van toepassing zijn.

¹⁰ Soortenbesluit, Bijlage 1, Categorie 4: soorten als vermeld in artikel 3, § 2, 3^o en 4^o, waarop het besluit alleen van toepassing is als het gaat over aspecten die niet geregeld worden in de jacht- of visserijregelgeving.

¹¹ Vogelrichtlijn, Bijlage I: beschermde soorten waarvoor door de lidstaten Speciale Beschermingszones moeten aangeduid worden.

¹² Vogelrichtlijn, Bijlage II: soorten die, onder voorwaarden, bejaagd mogen worden onder nationale wetgeving (Richtlijn 79/409/EEG, Art 7, 4^o). Annex II A soorten mogen op het volledige grondgebied van de EU bejaagd worden, annex II B soorten enkel in de landen vermeld in de richtlijn. Deze jacht moet beantwoorden aan de voorwaarden voor duurzaam gebruik en mag inspanningen voor bescherming van trekvogels niet hypothekeren. Over de randvoorwaarden en interpretatie van dit artikel van de Vogelrichtlijn is een EU gidsdocument verschenen (Europese Commissie 2008).

4.2.2 Landbouwschade door ganzen

Preventie en vergoedbaarheid

Canadese gans, grauwe gans, kolgans, kleine rietgans, rietgans, brandgans en nijlgans kunnen in Vlaanderen in aantallen voorkomen die groot genoeg zijn om landbouwschade te veroorzaken (Van Gils *et al.* 2009). Het tegengaan van landbouwschade door ganzen vergt een georganiseerde aanpak, waarin aspecten van populatiebeheer gecombineerd worden met het nemen van preventieve maatregelen. Het uitvoeren van populatieregulerende maatregelen is echter niet altijd en overal in lijn met de visies of doelstellingen van de beheerders. Om hiermee rekening te houden werd ook de mogelijkheid tot vergoeding van landbouwschade door ganzen afkomstig uit dergelijke gebieden voorzien. Of en door wie schade uitbetaald wordt hangt hierbij af van de wettelijke status van de soort die de schade veroorzaakt en van de situatie waarin dit gebeurt (tabel 4). Schade veroorzaakt door bejaagbare soorten kan in de regel verhaald worden op de grondeigenaar of jachtrechthouder. Het vergoeden van schade door beschermde soorten, door soorten die niet bejaagbaar zijn of die afkomstig zijn uit natuurgebieden waar ze niet door jacht of bestrijding gereguleerd kunnen worden, wordt geregeld door het Wildschadebesluit. Schade door exoten en gedomesticeerde soorten komt niet in aanmerking voor vergoeding.

Vergoede schade

Uit analyse van de dossiers ingediend in het kader van het Wildschadebesluit blijkt dat ganzen een belangrijke bron van landbouwschade zijn (Roggeman 2011). In totaal werden er in 2011 88 dossiers ingediend, 45 minder dan in het eerste werkingsjaar 2010. Daarvan werden er 26 om diverse redenen niet ontvankelijk verklaard, in hoofdzaak omdat de wettelijk vastgelegde termijn van vijf werkdagen na de vaststelling van de schade voor het indienen overschreden was. Ganzen, eenden en zwanen waren verantwoordelijk voor 53% van de ontvankelijke schadedossiers. Ook bij de onontvankelijke dossiers was ongeveer een derde toe te schrijven aan deze groep. In lijn hiermee trad de meeste schade op in percelen ingezaaid met wintergranen of tijdelijk grasland. 48% van de ganzenschade kwam voor op percelen met wintergranen en betrof in hoofdzaak schade door overwinterende ganzen. Daarnaast is Canadese gans ook krachtig genoeg om maïs te verbrijzelen met haar snavel (Van Gils *et al.* 2009). 67% van de dossiers werd ontvangen in de provincies Oost- en West-Vlaanderen, waarvan het merendeel in West-Vlaanderen, waar de meeste ganzen overwinteren. In de periode van 1 september 2010 tot en met 31 augustus 2011 werden door ANB in totaal €19.709,11 schadevergoedingen uitbetaald, waarvan €10.897,76 in West-Vlaanderen. Naast de dossiers voor kleine rietgans (84 percelen) en kolgans (9 percelen), samen goed voor een oppervlakte van 370 ha, werden voor grauwe gans, Canadese gans en brandgans schadevergoedingsaanvragen ingediend voor nog eens 24 percelen (163 ha). 23 van de 24 percelen lagen in Vogelrichtlijngebied, geen enkel in Habitatrichtlijngebied (Roggeman 2011).

4.2.3 Exotenbestrijding

Naast een problematiek van landbouwschade en overlast, o.a. bevuilen van ligweides in recreatiedomeinen, vervuiling van zwembijvers en begraaftplaatsen, speelt bij exoten, en bij uitbreiding bij alle "zomerganzen", ook een ecologische afweging. Vanuit natuurbehoudsoogpunt zijn deze soorten om diverse redenen ongewenst: hybridisatie, competitie met andere soorten, overdracht van ziektes en parasieten en schade aan kwetsbare vegetaties door vraat en uitwerpselen (o.a. Beck & Anselin 2006; Fox 2009). De aanpak van exotische en verwilderde ganzenpopulaties vereist eveneens een planmatige, doelgerichte methode die preventieve maatregelen combineert met ethisch verantwoorde beheermethodes en een duidelijke communicatie naar het publiek. Momenteel worden populaties van exotische en overzomerende ganzen in Vlaanderen enkel projectmatig beheerd in West- en Oost-Vlaanderen. Zo worden binnen het Interreg-IVA Invexo (Invasieve Exoten in Vlaanderen en Zuid-Nederland, 2010-2012) afvangsten georganiseerd waarbij tot dusver meer dan 5.000 ganzen in de rui afgevangen en geëuthanaseerd werden (tabel 5) (Adriaens *et al.* 2010; 2011b). Het gros daarvan waren Canadese ganzen (88%) en boerenganzen (8%), in veel mindere mate werden ook grauwe gans (2%) en andere exoten of hybriden (< 1%) gevangen. Het lage aantal gevangen grauwe ganzen is een

gevolg van het niet aanwezig zijn van grauwe ganzen tijdens de ruiperiode (Adriaens *et al.* 2012). Het effect van deze maatregel wordt opgevolgd via een simultaantelling in een steekproef van ganzengebieden. Hieruit blijkt een significante afname van Canadese gans in het projectgebied, maar de gegevens laten niet toe een relatie met de verschillende maatregelen (afvangst, afschot, schudden van eieren) te leggen (Adriaens *et al.* 2011b). Buiten het kader van dit project werden beperkt afvangsten georganiseerd en gemeld bij ANB, hoofdzakelijk door steden, gemeentes en provincies en veelal met lokale overlast als concrete aanleiding.

Tabel 5 Aantal gevangen en geëuthanaseerde ruiende ganzen in 2010 en 2011 in het kader van het project Invexo (Bron: RATO, Inagro, KBIN).

	2010	2011	Totaal
Canadese gans	1.977	2.648	4.681
boerengans	176	245	426
grauwe gans	29	66	95
andere soorten of hybriden	8	23	35
totaal	2.190	2.982	5.237

4.2.4 Bescherming

Vlaanderen heeft een belangrijke internationale verantwoordelijkheid ten aanzien van het behoud en de bescherming van overwinterende Arctische ganzenpopulaties. Dit geldt vooral voor kleine rietgans, kolgans, overwinterende grauwe ganzen, en in mindere mate rietgans (zie ook rapport Doeevaluatie §2.1). Zowel kolgans als kleine rietgans hebben een sterke voorkeur voor (historisch) permanente poldergraslanden met microreliëf. Beide soorten foerageren echter ook op akkers. Voor grauwe gans en rietgans bepaalt de hoeveelheid oogstresten (o.a. aardappel en suikerbiet) op akkers eveneens mee de pleisterende aantallen. Een degelijk ganzenbeleid dient dan ook tegelijkertijd gericht te zijn op het verzekeren van een goede staat van instandhouding (Vogelrichtlijn) voor deze soorten én het vermijden van conflicten ten gevolge van landbouwschade. In wat volgt wordt nagegaan wat een goede staat van instandhouding voor de verschillende soorten winter ganzen impliceert, of deze onder het huidig gevoerde beleid gehaald wordt en wat de mogelijke implicaties voor de landbouwsector zijn.

Het Vlaams beleid rond winter ganzen gaat uit van het principe de pleisterende vogels over een zo groot mogelijk gebied te verspreiden, eerder dan ze te concentreren in een beperkter aantal goed beheerde en beschermde gebieden (cf. het opvangbeleid in Nederland en Groot-Brittannië). Deze aanpak speelt meer in op de natuurlijke dispersiedynamiek en het gedrag van groepen ganzen, en spreidt de graasdruk en bijgevolg het risico op landbouwschade zoveel als mogelijk (Meire & Kuijken 1991). Een dergelijk beleid is echter enkel mogelijk mits behoud van een voldoende groot areaal half-natuurlijke graslanden als optimaal foerageergebied voor Arctische ganzen. Kolgans en kleine rietgans foerageren bijna uitsluitend op permanent grasland met een duidelijke voorkeur voor de meer reliëfrijke percelen. Het vermijden van verstoring in deze gebieden is daarbij van groot belang, aangezien hierdoor ganzen minder schuw worden en hun foerageerafstand tot wegen en gebouwen verkleint, waardoor de effectieve draagkracht van graslandgebieden vergroot (Kuijken *et al.* 2001). Verstoring op historisch permanente graslanden doet de vogels bovendien ook uitwijken naar meer schadegevoelige gebieden. In de Oostkustpolders deed zich bij kolgans tussen 1967 en 2001 een verschuiving van 7% naar andere biotopen voor, in hoofdzaak pas ingezaaide akkers met wintergraan, grasakkers of akkers met maïsstoppels en oogstresten. In dezelfde periode trad ook voor kleine rietgans een verschuiving van 10% naar andere biotopen op, voornamelijk pas ingezaaide akkers met wintergraan of grasakkers (Kuijken *et al.* 2001). Terwijl het aantal ganzen toenam, nam het graslandareaal in die periode af. Zo blijkt uit cijfers dat sinds 1981 gemiddeld 20-25%, tot plaatselijk meer dan 50% van de oppervlakte aan historisch permanent grasland van het Vogelrichtlijngebied "Poldercomplex" verdwenen is (Ameeuw & Courtens 2008). In de Oostkustpolders zijn 42% van de graslanden met natuurwaarde niet beschermd. In gans Vlaanderen heeft meer dan de helft van de oppervlakte historisch permanent

grasland geen juridische bescherming tegen vegetatiewijziging (Natuurindicatoren 2005). Het herstel en een betere bescherming van het areaal reliëfrijke poldergraslanden, en van historisch permanente graslanden (sensu Vegetatiebesluit¹³) in het bijzonder, is een randvoorwaarde om een duurzame overwinteringsfunctie van de Vlaamse ganzengebieden te garanderen. Hiermee zou Vlaanderen trouwens ook voor een aantal andere internationaal belangrijke soorten (bv. smient) en habitats (o.a. zilte poldergraslanden) de staat van instandhouding kunnen verbeteren.

In het kader van een studie naar de optimalisatie van agromilieumaatregelen, stelden INBO en ILVO een beheerovereenkomst voor ganzen voor (D'Haene *et al.* 2010). Hierin wordt gesuggereerd om ganzen op te vangen op grasland, winterstoppelgewas of akkerland met gewasresten en zo mogelijkheden te creëren om meer ruimte voor de opvang van ganzen te combineren met schadereductie. In deze overeenkomst zou de landbouwer tussen 1 oktober en 31 maart op de betrokken percelen continu grasland moeten voorzien over de hele oppervlakte (niet scheuren en/of herinzaaien). Wanneer landbouwers de grondbewerking na de oogst van aardappelen en bieten uitstellen, kunnen ganzen op deze percelen foerageren zonder dat ze elders schade aanrichten. Op die manier zouden akkerbouwteelten zoals wintertarwe, waar de potentiële financiële schade veel groter is, gevrijwaard kunnen worden van ganzenvraat. Deze maatregel heeft ook potentieel voor draagvlakverhoging bij landbouwers en kan de werklast van vergoedingverlenende instanties verlichten.

4.2.5 Jacht

Voor de soorten die behoren tot het jachtwild gelden algemeen de principes voor duurzaam wildbeheer. Het wild moet in de behoeften kunnen voorzien van toekomstige generaties, soorten en hun leefgebieden worden niet in hun voortbestaan bedreigd, de bejaging mag de biodiversiteit en ecosystemen niet verstoren en moet de rechten van andere ruimtegebruikers (landbouw, recreatie) respecteren. Concreet betekent dit onder andere dat de jaarlijkse oogst het voortbestaan van de betreffende populatie niet in gevaar brengt en dat eventuele wildschade op een maatschappelijk aanvaardbaar niveau gehouden wordt (cf. Casaer & Baert 2007). Deze problematiek stelt zich bij grauwe gans, waar de jaarrond aanwezige broedpopulatie in Vlaanderen in de winter aangevuld wordt met trekvogels en er voor de totale winterpopulatie en trekvogels gewestelijke doelen gelden.

4.3 Evaluatie van het huidig ganzenbeheer

De huidige wettelijke opdeling, zijnde een opdeling tussen inheems en niet-inheems en jachtwild en niet-jachtwild, leidt tot een verwarrende situatie en heeft een aantal onlogische gevolgen. Zo is Canadese gans, ondanks het feit dat het een exoot is, geklasseerd als jachtwildsoort, maar vallen al de andere exoten onder het Soortenbesluit (tabel 4). Daardoor is voor schade door Canadese ganzen de jachtrechthouder verantwoordelijk, terwijl schade door andere exoten door niemand betaald wordt. Voor Canadese gans bestaan er openingstijden en wetgeving rond bestrijding, de overige exoten kunnen jaarrond bestreden of gevangen worden, hoewel op het terrein nog steeds vragen leven over wie, wanneer en met welke methode men deze verdelging mag uitvoeren.

Grauwe ganzen die in de zomer aanwezig zijn in Vlaanderen tracht men te reguleren in functie van een duurzaam beheer, dat zowel het voortbestaan van de lokale populatie garandeert als de landbouwschade binnen aanvaardbare normen tracht te houden. De jachtrechthouder is verantwoordelijk voor mogelijke schade door grauwe ganzen. Voor de overwinteraars geldt echter een gewestelijk streefdoel van minimum 12.000 vogels in het kader van internationale verplichtingen. Bij schade aan gewassen en wanneer er geen andere bevredigende oplossing bestaat, kan de grondgebruiker of -eigenaar grauwe gans (laten) bestrijden. Deze bestrijding is onder bovenvermelde voorwaarden het hele jaar toegestaan in de vogelrijke gebieden. Er zijn geen cijfers bekend over het aandeel bestreden grauwe ganzen in de wintermaanden. De bestrijding met

¹³ Besluit van de Vlaamse Regering tot vaststelling van de nadere regels ter uitvoering van het decreet van 21 oktober 1997 betreffende het natuurbehoud en het natuurlijk milieu, 23 juli 1998 (bijlage 4).

het geweer rond/in rustgebieden van andere soorten, zoals de verstoringsgevoelige kleine rietgans, is echter in conflict met een randvoorwaarde voor het behalen van de gestelde instandhoudingsdoelen (garanderen van rust). Op graslanden is de in het Wildschadebesluit opgenomen verplichting tot verjaging onlogisch aangezien de spreidingsaanpak voor overwinterende Arctische ganzen hierdoor gecompromitteerd wordt. De bestrijding van grauwe gans met het geweer in gebieden waar verstoring op andere soorten mogelijk is, is dan tegenstrijdig met de beschermingsmaatregelen voor deze andere soorten. Ook in bufferzones rond natuurreservaten met kwetsbare en verstoringsgevoelige diersoorten kan jacht of bestrijding in functie van schade verstoring veroorzaken. In zulke gevallen kan gedacht worden aan zones met opvangvergoedingen¹⁴. De jachtrechthouder is juridisch gezien bovendien ook verantwoordelijk voor de schade door overwinterende grauwe ganzen, ondanks het feit dat het niet tot zijn mogelijkheden behoort de populatiegrootte van deze wintergasten te reguleren.

Uit het Invexo project, dat een voortraject vormt voor een integrale beheervisie voor zomerganzen op Vlaams niveau, komen een aantal knelpunten naar voor m.b.t. het huidig gevoerde beheer en beleid rond overzomerende en exotische ganzen in Vlaanderen:

- Er is nood aan een coherente Vlaamse visie op populatiebeheer van de verschillende ganzensoorten, evenals aan een plan om kennishiaten te dichten;
- Het afvangen gebeurt versnipperd, ongecoördineerd en niet gebiedsdekkend. Meer afstemming en een centrale coördinatie zijn hier dringend gewenst. De financiering van deze acties gebeurt grotendeels op projectbasis, terwijl enkel een gestructureerde aanpak een coherent ganzenbeheer op lange termijn kan verzekeren;
- Voor sterk ontwikkelde populaties van langlevende soorten als Canadese en grauwe gans, heeft het verminderen van het aantal eieren een gering effect op de aantalsontwikkeling (Rockwell *et al.* 1997; Schekkerman *et al.* 2000; Klok *et al.* 2010). Het succes van deze maatregel hangt in grote mate af van de inspanning. Uit modelmatige benaderingen blijkt dat schudden of prikken over meerdere jaren moet volgehouden worden en dat hierbij tot 88% van de nesten gevonden en geschud moet worden (Klok *et al.* 2010). Het schudden van eieren gebeurt momenteel te weinig gecoördineerd om met deze maatregel op populatieniveau enig resultaat te kunnen bereiken.;
- De rapportage over het schudden van eieren is te beperkt om een evaluatie van deze maatregel mogelijk te maken, evenmin is er informatie over het afschot van exotische ganzensoorten andere dan Canadese gans;
- Er is een probleem met het natraject van bestreden ganzen, aangezien een gans die niet werd geschoten juridisch niet voor consumptie gebruikt mag worden. Canadese gans is als jachtwildsoort ook enkel verhandelbaar tijdens het jachtseizoen;
- Om een evaluatie van het ganzenbeheer mogelijk te maken moet een goede centrale opvolging van de maatregelen gebeuren, ondersteund met kwaliteitsvolle monitoringgegevens over populatiegroottes van ganzen en de mate waarin ze schade veroorzaken in Vlaanderen. Een centrale aansturing is daarbij gewenst;
- De afschotgegevens van reguliere jacht en bestrijding worden niet van elkaar onderscheiden zodat het niet mogelijk is om beide vormen van populatie- of schadebeheer afzonderlijk te evalueren;
- Voor enkele exoten (o.a. nijlgans) is meer kennis vereist rond efficiënte beheermaatregelen;

¹⁴ Bepaalde landbouwpercelen worden zodanig ingericht (rust en voedselaanbod) dat ze zoveel mogelijk ganzen aantrekken. Om de schade buiten de foerageergebieden ook daadwerkelijk te verminderen, wordt optimaal gebruik gemaakt van het lerend vermogen van de dieren, door ze consequent van deze gebieden te verjagen.

- Hoewel onduidelijk is in hoeverre dit gegeven bijdraagt aan de huidige populatieopbouw, dient de instroom van sierganzen structureel ingeperkt te worden via beperkende maatregelen en betere controle. Leewieken en sterilisatie dienen aangemoedigd.

Verder vormt het ontbreken van studies naar de impact van exoten een knelpunt dat ook in de internationale wetenschappelijke literatuur rond risicoanalyses aanleiding geeft tot debat (Kumschick & Nentwig 2010; 2011; Strubbe *et al.* 2011). Voor soorten waarbij nulstand als beleidsoptie overwogen wordt, is een degelijke wetenschappelijke onderbouwing van deze keuze nochtans essentieel voor publieke acceptatie van de doelstelling en bijhorende maatregelen.

Het opstellen van dynamische populatiemodellen biedt de mogelijkheid om verschillende regulerende maatregelen in scenario's om te zetten, met een inschatting van de te verwachten effecten over een periode van enkele decennia (Kuijken *et al.* 2007). Een dergelijke modelmatige benadering kan een objectieve onderbouwing vormen voor een integraal beheerplan voor ganzenpopulaties in Vlaanderen. De uitwerking van deze modellen vereist extra gegevens over onder meer broedsucces en overleving van de verschillende soorten.

4.4 Aanbeveling

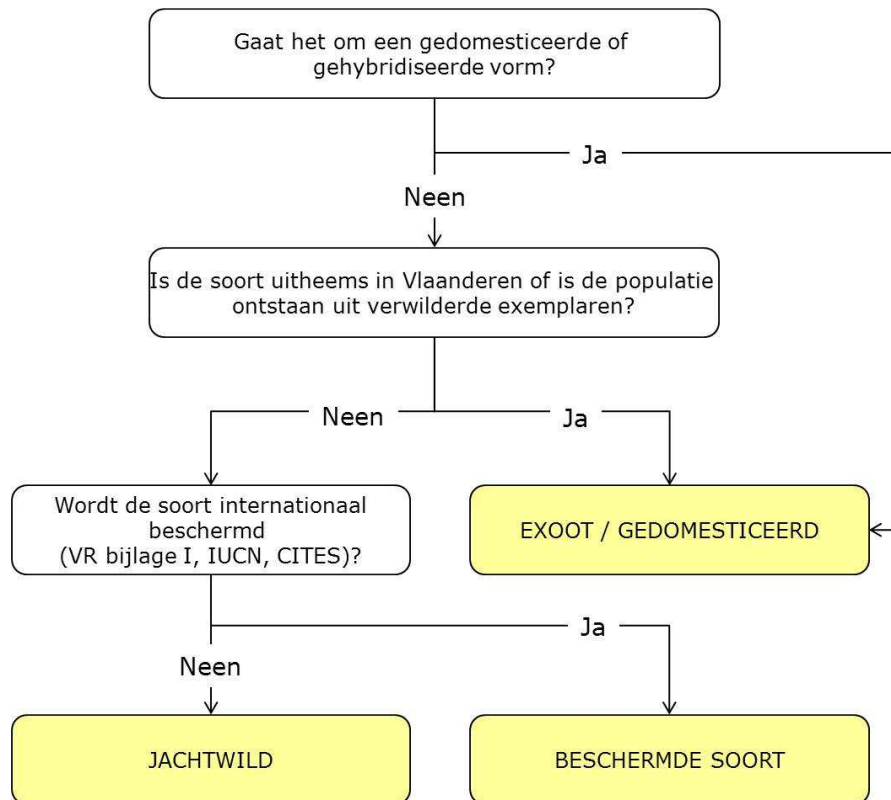
4.4.1 Duidelijk statuut ganzensoorten

Actueel zorgt de wettelijke opdeling vaak voor onduidelijkheid rond schadedossiers en voor draagvlakproblemen t.a.v. het ganzenbeheer. Een opdeling gebaseerd op een aantal ondubbelzinnige criteria zou deze onduidelijkheden weg kunnen werken. In eerste instantie zou bij de bepaling van het wettelijk statuut rekening gehouden kunnen worden met de herkomst van soorten, waardoor exoten meteen in een aparte categorie kunnen opgenomen worden (figuur 5). Een tweede mogelijk criterium is de internationale beschermingsstatus, met name soorten die opgenomen zijn in de bijlage I van de Vogelrichtlijn, volgens IUCN¹⁵ bedreigde soorten en CITES¹⁶ soorten. Soorten die internationale bescherming genieten worden best als beschermde soort in het Soortenbesluit opgenomen. Overige soorten kunnen onder het jachtwild onderverdeeld worden. Hierbij kunnen dan, afhankelijk van de situatie, de lokale (Vlaamse) beheernoden via de jachtopeningsbesluiten worden geregeld.

Hieronder wordt een scenario-oefening gemaakt die de beleidsimplicaties van deze keuzes voor de belangrijkste in Vlaanderen voorkomende ganzensoorten nagaat. Daarbij wordt telkens de afweging gemaakt welke de gevolgen zouden zijn voor het beheer van de soort en voor de schade die ze eventueel veroorzaakt.

¹⁵ International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (Rode Lijst van bedreigde soorten).

¹⁶ Conventie inzake de internationale handel in bedreigde soorten wilde dieren en planten, in werking sinds 1 juli 1975.



Figuur 5 Mogelijk beslissingsschema voor het bepalen van het wettelijk statuut van ganzensoorten.

Kolgans, kleine rietgans, rietgans

Kleine rietgans en kolgans zijn overwinteraars in internationaal belangrijke aantallen (= geregeld > 1% van de biogeografische populatie). Voor kleine rietgans is dit geregeld meer dan 50%. Voor deze soort, die op bijlage II van de CMS¹⁷ staat, ligt ook een ontwerp van internationaal beheerplan voor in het kader van de AEWA¹⁸ (Madsen & Williams 2011). Bij rietgans wordt de 1% norm eerder occasioneel gehaald, de laatste jaren echter regelmatig (Paelinckx et al. 2009; Devos & Kuijken 2008; 2010). Op basis van de hier gehanteerde beslisboom zouden deze soorten in het jachtwild terechtkomen, wat momenteel het geval is. In de praktijk zijn de Arctische trekvogels echter reeds decennia lang beschermd in Vlaanderen. Jacht op trekvogels is enerzijds niet in lijn met de principes van duurzaam wildbeheer, anderzijds is de mogelijkheid om deze soorten te bejagen in conflict met het huidige spreidingsbeleid voor overwinterende ganzen in functie van het minimaliseren van landbouwschade. Deze soorten zouden dus beter naar het Soortenbesluit kunnen verhuizen. Het verwijderen van deze soorten uit het huidige jachtdecreet zou ook een wijziging van de bijlage van het Soortenbesluit inhouden, meer bepaald het schrappen van categorie 4 (jachtwildsoorten) van de bijlage.

Grauwe gans

Uitgaande van bovenvermeld beslissingsschema zou de grauwe gans ingedeeld worden bij het jachtwild. Dit is momenteel ook al het geval zodat geen wijzigingen zouden voortvloeien uit de nieuwe benadering. Grauwe ganzen kunnen onder dit statuut verder worden beheerd ten behoeve van het natuurbeheer of van landbouwschade. Hierbij mogen eieren worden geschud, geraapt of

¹⁷ Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals (1979). Bijlage II van het verdrag bevat een lijst van diersoorten waarvoor internationale samenwerking op regionaal of wereldwijd niveau nodig is.

¹⁸ Afrikaans-Euraziatische overeenkomst over trekkende watervogels (16/06/1995), regelt de bescherming van 255 trekkende vogelsoorten die geheel of gedeeltelijk afhankelijk zijn van moerasgebieden en valt onder de Conventie van Bonn (CMS 1979) voor de bescherming van trekkende diersoorten.

vernield in het kader van natuurbeheer. Ook mogen grauwe ganzen gedood worden met vuurwapens of kunnen ze van 1 juni tot en met 14 juli met netten afgevangen worden. De verantwoordelijkheid voor schade door grauwe gans ligt bij de jachtrechthouder, met uitzondering van die situaties waarin aangetoond kan worden dat de dieren afkomstig zijn uit een gebied waar beheer verboden was omwille van natuurbehoudsredenen. Onder dit statuut zijn voor de standpopulatie grauwe ganzen dus voldoende beheermogelijkheden voorhanden. Uit verschillende studies blijkt dat eieren schudden bij ganzen enkel lokaal een effect heeft en pas bij uiterst intensieve toepassing eventueel tot een populatievermindering leidt. Daarnaast blijken tijdens de ruiperiode onvoldoende grauwe ganzen in Vlaanderen aanwezig te zijn om grote aantallen ganzen te kunnen afvangen. Dit zorgt ervoor dat enkel afschot voor grauwe ganzen als een efficiënte beheermethode rest. Aangezien het behoud van een lokale populatie ook deel uitmaakt van de beheerdoelstellingen voor de soort lijkt het dan ook best de grauwe gans onder het jachtwild te houden. De openingsperiode voor deze soort is aanzienlijk korter dan voor Canadese gans. Dit resulteert in een afschot dat slechts een derde van het aantal geschoten Canadese ganzen bedraagt. Voor trekkende en overwinterende grauwe ganzen zijn gewestelijke instandhoudingsdoelen opgesteld. Aangezien ook de broedende populatie bij ons overwintert, dienen deze doelen bij het beheer van residentiële populaties in functie van landbouwschade als randvoorwaarde in acht genomen te worden. Een goede monitoring en opvolging van populatieregulerende maatregelen zijn hiervoor noodzakelijk. Voor de overwinterende grauwe ganzen blijft er wel nog een contradictie bestaan tussen de juridische verantwoordelijkheid van de jachtrechthouder voor schade door deze ganzen enerzijds en de onmogelijkheid voor dezelfde jachtrechthouder om de aantallen te reguleren anderzijds, alsook voor het behalen van de gewestelijke instandhoudingsdoelstellingen.

Brandgans

Als bijlage I soort van de Vogelrichtlijn zou de brandgans op basis van de hier gehanteerde beslissingscriteria bij de beschermde soorten moeten ondergebracht worden. Dit is momenteel al het geval (categorie 2 Soortenbesluit). Momenteel is onder de status van beschermde soort echter geen systematisch en consistent beheer in functie van landbouwschade of natuurbeheer mogelijk. Bijlage I soorten van de Vogelrichtlijn bejagen is niet mogelijk. Enkel soorten van de bijlage II mogen onder nationale wetgeving bejaagd worden, voor zover dit hun staat van instandhouding niet in het gedrang brengt (Artikel 7 van de Vogelrichtlijn). De Vogelrichtlijn laat wel afwijkingen toe, onder andere in functie van bestrijding van belangrijke schade aan gewassen of aan fauna en flora. Dit zou voor de overzomerende populaties brandgans die schade veroorzaken eventueel wel kunnen aan de hand van een beheerregeling, zoals mogelijk onder het Soortenbesluit. Op die manier kan de mogelijkheid voorzien worden om de soort tijdens de rui af te vangen. De voornaamste problemen en bezorgdheden die momenteel rond brandganzen bestaan zijn gericht op het deel van de populatie dat hier broedt en dat de laatste jaren sterk toeneemt. Een gebrekkige kennis over de herkomst van residentiële populaties in Vlaanderen en over de uitwisseling van overzomerende vogels met wilde broedende of overwinterende populaties belemmert momenteel wel een duidelijke beleidskeuze.

Canadese gans

Canadese ganzen zijn niet inheems in Vlaanderen en zouden daarom, uitgaande van bovenstaande beslissingscriteria, als exoot beschouwd worden. Momenteel is de soort echter een jachtwildsoort zodat deze wijziging een verwijdering uit de soortenlijst van het jachtdecreet zou inhouden. Probleem hierbij is dat voor exoten in Vlaanderen geen lijst bestaat waaraan Canadese gans kan worden toegevoegd. Het Soortenbesluit voorziet enkel een omschrijving van de term "uitheemse soort", waaraan Canadese gans voldoet. De soort komt echter, door haar huidig jachtwildstatuut, ook voor in categorieën 2 (soorten met basisbescherming) en 4 (jachtwildsoorten) van de bijlage bij ditzelfde Soortenbesluit. Het verwijderen van Canadese gans uit het huidige jachtdecreet zou daarom ook een wijziging van de bijlage van het Soortenbesluit inhouden. De beheermogelijkheden die hierboven voor grauwe gans worden opgesomd zijn momenteel ook voor Canadese gans van kracht, zij het dat het jachtseizoen voor Canadese gans vijf maanden langer is (bijzondere + reguliere jacht, 15 juli – 28 februari). Hierdoor lijken nu al voor de Canadese gans voldoende

elementen aanwezig om een consistent beheer te kunnen uitvoeren. Toch zorgt de huidige status van jachtwild voor een uitheemse soort als Canadese gans voor een aantal problemen. Zo beoogt het jachtdecreet het duurzaam gebruik van wildsoorten en hun leefgebieden. Hierdoor wordt uitroeiing van deze soort uitgesloten, een keuze die niet overeenstemt met de gangbare beleidsvisie rond een schadelijke exoot als Canadese gans. Daarenboven valt door het statuut als jachtwild de verantwoordelijkheid voor landbouwschade ten laste van de jachtrechthouder, terwijl een aanzienlijk deel van het beheer niet door de jachtsector mee wordt gestuurd. Om dit te voorkomen, en om tot een meer consequent beleid in functie van uitheemse soorten te komen, lijkt het aan te bevelen Canadese gans niet langer als jachtwild te beschouwen. Onder de status van exoot kan de jachtsector nog steeds afschot uitvoeren en kan de soort nog steeds afgevangen worden in functie van natuurbeheer, maar vervalt de responsabilisering voor de schade. Ook het natraject van bestreden ganzen (transport, consumptie) kan hiermee vergemakkelijken. Het valt wel af te wachten of hiermee het totale verwezenlijkt afschot niet zou dalen. Ten behoeve van het natuurbehoud zou duidelijker de finaliteit van uitroeiing kunnen gehanteerd worden.

Nijlgans

Door haar statuut als exoot zijn alle beheermogelijkheden van toepassing op nijlgans. Toch blijken deze in de praktijk niet afdoende om de steeds toenemende populatie onder controle te krijgen. De oplossing hiervoor situeert zich echter niet in een statuutwijziging van de soort, maar wel in de implementatie van de bestaande mogelijkheden, verder onderzoek naar beheermogelijkheden en de toepassing daarvan, en een verdere sensibilisatie van en informatie aan de doelgroepen met het oog op preventie en de toepassing van mogelijke beheermaatregelen. De mogelijkheid om exoten het hele jaar rond te bejagen en te bestrijden kan verstoring veroorzaken in kwetsbare perioden van het jaar (bv. in het broedseizoen) of in kwetsbare gebieden.

5 Evaluatie van beheer van houtduifpopulaties

Frank Huysentruyt & Jim Casaer (Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek)

5.1 Inleiding

In Vlaanderen, net als in de rest van West-Europa, is de populatie houtduiven over de laatste decades sterk toegenomen (Huysentruyt *et al.* 2008). Dit resulteerde in een toename van de landbouwschade die aan houtduiven wordt toegeschreven. De huidige populatieregulerende maatregelen, zijnde bejaging, bijzondere bejaging en bestrijding, worden als onvoldoende effectief beschouwd. Daarom is een kritische evaluatie van het huidig populatiebeheer gewenst. Deze evaluatie dient ook rekening te houden met alle andere componenten die op (het beheer van) de soort inwerken. Zo kunnen zowel op natuur- als landbouwtechnisch gebied maatregelen worden getroffen met een potentieel populatieregulerend effect. Voor dit soort maatregelen is het nuttig na te gaan wat de (on)mogelijkheden zijn binnen het huidig beleidsinstrumentarium. Ten slotte moeten ook beleidskeuzes die niet specifiek op houtduif zijn gericht mee worden geëvalueerd. Een aantal ervan kunnen immers in een populatiebevorderend effect voor houtduif resulteren, waardoor ook deze impact in een eventuele kosten-batenanalyse moet worden opgenomen.

5.2 Huidig beleid

Houtduiven behoren in Vlaanderen tot het jachtwild en het huidig beleid is binnen die context gericht op de instandhouding van de soort op zich, rekening houdend met de belangen van andere doelgroepen. Dit wil zeggen dat de bejaging het voortbestaan van een minimale leefbare populatie niet in gevaar mag brengen, maar daarnaast moet zorgen dat de densiteiten geen niveaus bereiken waarbij de (landbouw)schade onaanvaardbaar wordt. De reguliere jacht op houtduiven is in Vlaanderen toegestaan van 15 september tot en met 28/29 februari. Gedurende de rest van het jaar zijn bijzondere bejaging en bestrijding mogelijk. Bijzondere bejaging, ter preventie van schade, kan enkel worden uitgeoefend 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. Bestrijding kan enkel plaatsvinden op de percelen waar er schade is, en nadat er reeds schade geweest is, en kan dus niet preventief. Tot slot kunnen de bijzondere veldwachters de populaties houtduiven heel het jaar door reguleren met het geweer, op de gronden waarvoor ze aangesteld zijn. Het gebruik van levende lokvogels of een duivencarrousel zijn niet toegestaan. Het Vlaams beleid rond het beheer van de houtduivenpopulatie is tot op heden enkel gericht op populatieregulerende maatregelen en niet op natuurtechnische en landbouwtechnische ingrepen.

5.3 Gewenste maatregelen

5.3.1 Natuurtechnische maatregelen

Houtduiven zijn typische vogels van halfopen landbouwgebied (Bijlsma 2002). Toch zijn het door hun broedgedrag - ze broeden in bossen, parken en tuinen - geen typische akker- of weidevogels (Cramp 1985). De impact van maatregelen zoals die nu al voor akker- en weidevogels worden genomen, is daarom voor houtduif vaak moeilijk vooraf in te schatten. Toch verdienen ook deze initiatieven de nodige aandacht binnen de problematiek van landbouwschade door houtduif. Ten eerste, de houtduif is een opportunistische soort. Het is gekend dat biodiversiteitsverlies de populatiegroei van opportunistische soorten sterk in de hand kan werken (Flohre *et al.* 2011). Daarom bestaat de veronderstelling dat, hoewel de precieze impact op houtduif ongekend is, een biodiversiteitstoename op landschapsschaal tot een lokale populatieafname zou kunnen leiden. Ten tweede, natuurgerichte maatregelen kunnen houtduiven alternatief voedsel bieden, waardoor de druk op landbouwgewassen kan afnemen. Anderzijds kunnen natuurgerichte maatregelen de populatie houtduiven ook laten toenemen door een verhoogd voedselaanbod en nestgelegenheid.

Al deze effecten zijn slecht gekend. Daarom is het aan te bevelen de secundaire effecten van de opschaling van natuurtechnische landbouwmaatregelen, zoals de evolutie van schade door houtduiven er mogelijk een is, mee in de monitoring van deze natuurgerichte maatregelen op te nemen.

5.3.2 Landbouwtechnische maatregelen

Houtduiven zijn een groot deel van het jaar sterk aangewezen op landbouwgewassen voor hun voeding (Huysentruyt & Casaer 2009). Het aanbod aan gewassen stuurt deels de populatiedynamiek van de soort. Aanpassingen in dit aanbod kunnen de populatie houtduiven verminderen (Inglis *et al.* 1990; 1997; Bijlsma 2002). Bovendien heeft de keuze van minder schadegevoelige gewassen op zichzelf reeds een schadebeperkend effect. Daarnaast kunnen technische middelen helpen bij het voorkomen van de schade. Dit toont aan dat ook de landbouw zelf zeker zijn rol kan spelen binnen een globale aanpak van schade door houtduif.

Teeltaanbod en teeltpraktijken

Uit Engelse studies bleek dat de sterke toename van houtduiven in de jaren 1970 aldaar sterk gerelateerd was aan de introductie van raapzaad als nieuw gewas (Inglis *et al.* 1990; 1997). Ook in Nederland zorgden veranderende landbouwmethodes voor sterke wijzigingen in houtduifaantallen (Bijlsma 2002). Daar leidde de introductie van maïs immers eerst tot een terugval in de populatie door de afname van graanstoppels in de nazomer. Daaropvolgend zorgde de toename van de maïsresten in de winter opnieuw voor grote hoeveelheden voedsel waardoor de aantallen opnieuw toenamen. Ook in Vlaanderen blijken maïsstoppels in de winter in zeer sterke mate door houtduiven te worden geprefereerd (Huysentruyt & Casaer 2009). Dit kan een sterke impact op de wintersterfte hebben maar het is onduidelijk wat het nettoresultaat op de broedpopulatie is. Toch verdient het uitwerken van betere oogstmethodes met minder maïsoverschotten¹⁹ of een vermindering van het maïsareaal zeker meer aandacht.

Mogelijke beschermingsmaatregelen (buiten bestrijding)

Het nemen van gewasbeschermingsmaatregelen (vlaggen en linten, vogelverschrikkers, knalkanonnen,...) is sinds lang de meest aangewezen techniek om schade te voorkomen. Hierbij werden in de loop van de jaren verschillende exclusie-, verjagings- en verstoringstechnieken uitgewerkt en getest. De meeste van deze maatregelen hebben als belangrijkste nadeel, naast eventuele hinder voor omwonenden, dat er gewenning optreedt en dat bij hogere dichtheden en bij gebrek aan alternatief voedsel de effectiviteit ervan sterk afneemt of zelfs verdwijnt. Daarnaast zijn veel technieken en apparaten ook duur en/of arbeidsintensief (voor een overzicht zie Huysentruyt *et al.* 2008). Hierdoor laat de kostenefficiëntie vaak sterk te wensen over. Projecten waarbij gezamenlijke aankopen en investeringen in personeel voor het (ver)plaatsen van de verschillende technieken uitgewerkt worden, zijn sindsdien uitgetest. Waar succesvol blijken deze projecten tot grote tevredenheid te leiden. Verdere ondersteuning ervan door (lokale) overheden verdient zeker verdere aandacht.

5.3.3 Beheertechnische maatregelen

Voor houtduiven in Vlaanderen is populatiebeheer s.s. enkel realiseerbaar door middel van afschot. Beheer op het niveau van de voortplanting is voor een sterk verspreide, in bomen broedende soort immers geen realistische optie. Afschot van houtduiven gebeurt hoofdzakelijk tijdens de reguliere jacht, die in Vlaanderen is toegestaan van 15 september tot en met 28/29 februari. Gedurende de rest van het jaar zijn bijzondere bejaging en bestrijding mogelijk. Exacte cijfers over de verdeling

¹⁹ De overgebleven maiskorrels worden vooral gegeten door fazant, houtduif, kauw, Canadese gans, Nijlgans en lokale halftamme grauwe ganzenpopulaties (Vermeersch *et al.* 2004), maar niet door patrijs (Bro *et al.* 2004) nog door de zangvogels onder de akkervogels (Dochy & Hens 2005).

van het afschot tussen de verschillende jacht- en bestrijdingsperiodes zijn niet voorhanden zodat het afzonderlijk belang van elk ervan moeilijk in te schatten is. Een beperkte jaarrond survey door INBO in 2008-2009 toonde een verdeling waarbij tot 80% van alle houtduiven tijdens de reguliere jachtperiode werden geschoten (Huysentruyt & Casaer 2009). Gedurende deze periode wordt de broedpopulatie van houtduif in Vlaanderen aangereikt met grote aantallen trekvogels uit Noordwest-Europa (Linnartz 2002; Troost & Waanders 2009). Dit resulteert in dichtheden die in de wintermaanden minimaal drie keer zo hoog liggen als tijdens de zomer (Huysentruyt & Casaer 2009). Aangezien houtduiven ook geneigd zijn 's winters samen te troepen, maakt dit dat de jachtefficiëntie in deze periode zeer hoog ligt. Maar buitenlandse studies toonden voor houtduif al aan dat, door de hoge natuurlijke wintermortaliteit, het effect van winterjacht op de lokale broedpopulatie beperkt was (Defra 2005). Het is echter juist deze Vlaamse broedpopulatie die de meeste landbouwschade veroorzaakt. Daarom gebeurt populatieregulering van houtduiven bij voorkeur in de zomermaanden. In Vlaanderen gebeurt dit door bijzondere bejaging en bestrijding. Bijzondere bejaging en bestrijding zijn in Vlaanderen enkel mogelijk op het niveau van het individuele schadegeval, terwijl een beheer op niveau van de lokale populatie gewenst is. Dit sluit aan bij studies uit Engeland die aantoonde dat enkel een verhoogd zomerabschot tot lokale populatiereductie bij houtduif kan leiden (Defra 2005). Het is daarom aangewezen om ook in Vlaanderen na te gaan in welke mate het afschot in de zomerpopulatie kan worden verhoogd, hetzij door het verhogen van de effectiviteit van bijzondere bejaging en bestrijding, hetzij door aanpassingen op het niveau van de reguliere bejaging.

Bijzondere bejaging en bestrijding

Zowel bij jagers als landbouwers blijkt een hoge mate van onvrede te bestaan over de huidige aanpak van de bestrijding en bijzondere bejaging. Een deel van de problemen zou zich, volgens de betrokken doelgroepen, bij de communicatie tussen landbouwer en jager/WBE kunnen situeren. Dit is vooral het geval voor bestrijding, die bij het optreden van schade kan worden toegepast en waarbij de snelheid van uitvoering een belangrijke rol speelt. De modaliteiten verbonden aan het uitvoeren van de bijzondere bejaging worden door de doelgroepen eveneens naar voor geschoven als redenen van ontevredenheid. Vooral de administratieve last en de vele beperkingen die in een lage flexibiliteit resulteren, worden vaak als de belangrijkste problemen genoemd. Zo is bijzondere bejaging slechts mogelijk voor de teelten die opgesomd staan in het jachtvoorwaardenbesluit en binnen een straal van 50 meter rond de percelen waarop deze gewassen zich bevinden. Voor andere of nieuwe teelten is geen bijzondere bejaging mogelijk. Het verlaten van de strikte oplijsting van de teelten waarop bijzondere bejaging is toegestaan zou hier soelaas kunnen brengen. Zo zouden gewassen kunnen opgenomen worden in een 'negatieve lijst' waarop bijzondere bejaging niet toegestaan is. Hierbij wordt onder andere aan maïs, weiland, bossen en aardappelen gedacht. Ook het verhogen van de perimeter waarin bijzondere bejaging kan plaatsvinden van 50 naar bijvoorbeeld 200 m kan hier een oplossing bieden.

Jacht

De periode van het huidige jachtseizoen op houtduif houdt rekening met zowel trek- als broedperiode. Literatuurgegevens geven hierbij maart en april op als terugtrekperiode (Géroutet 1983; Cramp 1985; Bijlsma 2002). Tellingen die INBO op het terrein uitvoerde toonden echter vooral een sterke terugval van de hoge winterdichtheden tussen eind februari en eind maart (Huysentruyt & Casaer 2009). Gegevens uit verschillende online databanken wijzen dan weer in de richting van een zeer gefaseerde terugtrek die zich in zeer lage aantallen uitstrekt van januari tot eind maart. Door een combinatie van deze gefaseerde terugtrek met andere mogelijke factoren zoals wintersterfte, een meer oostelijke terugtrekroute en een gemiddeld hogere vlieghoogte is deze terugtrek echter nauwelijks merkbaar vanaf de grond (Linnartz 2002). Het blijkt dus zeer moeilijk de exacte terugtrekperiode te bepalen. Daarnaast beschrijven literatuurgegevens een broedseizoen voor houtduif dat in februari-april start en tot oktober-november duurt. Uit recent onderzoek van INBO blijkt het broedseizoen in het buitengebied in Vlaanderen in de regel pas in april effectief te beginnen (Huysentruyt *et al.* 2012). Dit biedt de kans om, via de reguliere jacht, de mogelijkheid te creëren om bijkomend afschot te realiseren in de tweede helft van maart. Op die manier wordt er ingegrepen op de broedpopulatie zonder dat dit interfereert met het

broedseizoen of met de terugtrek die in de eerste helft van maart mogelijks nog plaatsvindt. Het is hierbij wel aan te bevelen in een eerste fase de randvoorwaarden rond trek- en broedgedrag, en van eventuele versturende effecten van een verlengde houtduifbejaging op andere soorten te blijven monitoren.

5.4 Aanbevelingen

Om het beheer van houtduiven te optimaliseren in functie van het terugdringen van de landbouwschade die ze veroorzaken, kunnen een aantal algemene aanbevelingen worden gedaan. Omdat de impact moeilijk a priori in te schatten is, blijft het bij elke vorm van beheeringrepen aangewezen steeds een goede monitoring van de beleidsdoelstellingen op te nemen. Zo kan in eerste instantie worden verwacht dat een biodiversiteitstoename op landschapsschaal tot een lokale populatieafname bij houtduiven kan leiden. Daarom valt het aan te bevelen om ook in deze context natuurgerichte maatregelen in landbouwomgevingen te blijven stimuleren. Bij het uitwerken ervan dienen dan ook de secundaire effecten, zoals de evolutie van schade door houtduiven er mogelijk een is, mee in de monitoring te worden opgenomen. Op landbouwtechnisch vlak verdient het uitwerken van betere oogstmethodes met minder maïsoverschotten of een vermindering van het maïsareaal zeker meer aandacht. Voor wat afweer betreft lijkt een ondersteuning door (lokale) overheden of andere overkoepelende instanties de beste piste om via gemeenschappelijke aankopen en gebruiksrotatie tot hogere efficiëntie van de gekende middelen te komen. In laatste instantie is het aan te bevelen het direct populatiebeheer van houtduif in Vlaanderen te optimaliseren door na te gaan in welke mate het afschot in de zomerpopulatie kan worden verhoogd. Dit kan enerzijds door de beperkingen op bijzondere bejaging en bestrijding te verminderen zodat deze maatregelen effectiever kunnen worden ingezet. Anderzijds kunnen aanpassingen aan de reguliere bejaging de jacht in het vroege voorjaar stimuleren. Het is hierbij wel aan te bevelen in een eerste fase de randvoorwaarden rond trek- en broedgedrag, en van eventuele versturende effecten van een verlengde houtduifbejaging op andere soorten te blijven monitoren.

6 Evaluatie van erosie maatregelen

Peter Van Gossum (Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, op basis van LNE-brochure "Erosie in Vlaanderen") met medewerking van Philippe Van De Vreken (Vlaams Instituut voor Technologisch Onderzoek & Katholieke Universiteit Leuven) voor bodemcompactie en Jan Valckx^{a,b}, Gerard Govers^a, Martin Hermy^a, Bart Muys^a (^aDepartement Aard- en Omgevingswetenschappen, Katholieke Universiteit Leuven, ^bDienst Landbouw en Platteland, Provincie Limburg) voor regenwormen

6.1 Inleiding

De wijze waarop de mens kan ingrijpen op de factoren die bodemerosie veroorzaken, is sterk plaatsafhankelijk. Daarbij moet rekening gehouden worden met de lokale fysische, technische en socio-economische randvoorwaarden. Om de erosiereductie te kunnen realiseren komt het er op aan een haalbaar evenwicht te vinden tussen maatregelen die de oorzaken van erosie bestrijden en maatregelen die de negatieve gevolgen ervan voorkomen. Beide types maatregelen kunnen effectief zijn (zie rapport Doe-evaluatie § 3.2).

6.2 Huidig beleid

Het Vlaamse beleid heeft ervoor gekozen om de mix aan beleidsinstrumenten afhankelijk te maken van de erosiegevoeligheid van percelen. Op sterk erosiegevoelige percelen moet een landbouwer verplicht erosie verminderen en zijn de te nemen maatregelen afhankelijk van de erosiegevoeligheid van het gekozen gewas. Zo zijn er geen extra maatregelen nodig wanneer het perceel permanent²⁰ bedekt is. Indien winter- of zomergranen of vlas geteeld worden moet er ingezaaid worden volgens de richting die het best aansluit bij de hoogtelijnen als het perceel in deze richting langer is dan 100 m. Daarnaast mag bij wintergranen de bodem niet langer dan drie maanden onbedekt zijn en moet bij zomergranen of vlas een bodembedekking voorzien worden die niet meer dan twee weken voor de zaaidatum wordt ondergewerkt. Voor alle andere teelten gelden de volgende regels:

- de bodem mag niet langer dan twee maanden onbedekt blijven voorafgaand aan het inzaaien van het hoofdgewas, en
- één van de volgende maatregelen moet worden toegepast: de bodem minimaal of niet bewerken, een buffervoorziening van 10 m³, een dammetje onderaan het perceel van een halve meter hoog en een lengte van minimaal een vierde van de omtrek van het perceel, een bufferweide van minstens 10 are en overal 10 m breed, of een beheerovereenkomst erosie.

Op matige erosiegevoelige percelen wordt de landbouwer ook aangemoedigd om maatregelen te nemen, maar is dit niet verplicht. De Vlaamse overheid vergoedt via de volgende beheerovereenkomsten: directe inzaai, niet-kerende bodembewerking, aanleg en onderhoud van grasbufferstroken en grasgangen, aanleg en onderhoud van aarden dam met erosiepoel, perceelrandenbeheer, aanleg en onderhoud van houtige kleine landschapselementen die binnen het bestaand landschap passen en groenbedekking. Daarnaast stimuleert de Vlaamse overheid de opmaak van gemeentelijke erosiebestrijdingsplannen en de uitvoering van deze plannen door de subsidiering van een erosiecoördinator en de erosiebestrijdingswerken. Het Vlaams beleid heeft ook aandacht voor het organischestofgehalte en het bebossen van landbouwgrond. Bij het organischestofgehalte legt ze enerzijds via de randvoorwaarden minimale normen, maar anderzijds via het Mestdecreet²¹ maximale normen voor het toedienen ervan. Beide wetgevingen zijn niet

²⁰ Onder permanente bedekking worden grassen, grasklaver, klaver, vlinderbloemigen, faunabraak, bebossing, pitfruit en noten verstaan

²¹ Decreet van 22 december 2006 houdende de bescherming van water tegen de verontreiniging door nitraten uit agrarische bronnen.

altijd compatibel en kennis omtrent nutriënteninhoud, werkingscoëfficiënten en effectieve organische stof van de toegediende organische bemesting is onontbeerlijk voor een goed organisch stofbeheer in de landbouwpercelen met respect voor beide wetgevingen. Bebossing van landbouwgronden is een agromilieumaatregel die erosie kan beperken. Bebossing wordt evenwel niet aanzien als een landbouwteelt.

6.3 Gewenste maatregelen

Erosiebestrijding kan best lokaal aangepakt worden, omdat er rekening dient gehouden te worden met de lokale fysische, technische en socio-economische randvoorwaarden. Daarom zou het wenselijk zijn om een soort catalogus te hebben van alle mogelijke maatregelen die erosie kunnen verminderen. In deze paragraaf worden de mogelijke maatregelen besproken.

6.3.1 Teelttechnische maatregelen

Teelttechnische maatregelen kunnen bodemerosie verminderen door (1) het verbeteren van de bodemstructuur, (2) het verhogen van de ruwheid van het bodemoppervlak en (3) het verlengen van de periode waarin de bodem bedekt is met een gewas of gewasresten.

Goede bodemstructuur

Een goede bodemstructuur maakt bodems weerbaarder tegen de erosieve inslag van regendruppels en de erosieve kracht van afstromend water. Hierdoor treedt er respectievelijk minder snel verslemping of korstvorming op en worden bodemdeeltjes minder gemakkelijk meegesleurd door het afstromend water. De bodemstructuur kan verbeterd worden door een verhoging van het organischestofgehalte, het optimaliseren van de bodem-pH en het voorkomen of verminderen van bodemverdichting. Het organischestofgehalte kan onder meer verhoogd worden door organische bemesting toe te dienen, graangewassen, groenbedekkers of tijdelijk grasland op te nemen in de teeltrotatie, het inwerken van stro en door het omzetten van akkerland naar meerjarig of permanent grasland. Organische stof heeft naast een direct erosiebeperkend effect ook een indirect effect via het bodemleven (zie Kader 1). De bodem-pH kan verhoogd worden door te bekalken. Bodemverdichting kan voorkomen worden door de bodem enkel te bewerken bij een zo laag mogelijk vochtgehalte, door het beperken van het aantal veldbetredingen²², door te kiezen voor een lage bandenspanning²³ en door te rijden op de ongeploegde oppervlakte²⁴. Bodemverdichting kan verminderd worden door mechanisch decompacteren gevolgd door een voldoende lange rustperiode²⁵ en (her)introductie van diepgravende regenwormen (zie kader 1). Deze maatregelen dienen wel enkel genomen te worden wanneer de reeds bestaande

²² Het aantal veldbetredingen kan verminderd worden door meerdere grondbewerkingen gelijktijdig uit te voeren in één en dezelfde werkgang.

²³ Voor een gegeven wiellast zal een lagere bandenspanning - resulterend in een groter contactoppervlak tussen band en bodem en bijgevolg in een lagere gemiddelde contactdruk met de grond - tot een afname leiden van de verticale spanningen in de bodem.

²⁴ Doorgaans zal men bij het ploegen van de akker met de tractor-ploeg-combinatie in de open ploegvoor rijden. Aangezien de tractorwielen dan rechtstreeks in contact komen met het bovenste gedeelte van de diepere ondergrond, is er echter een groot risico op compactie van deze laag

²⁵ Diepe grondbewerkingen waarbij de bodem wordt opengescheurd, kunnen hun nut bewijzen op landbouwgronden via een verbetering (herstel) van de bewortelingscapaciteit en de permeabiliteit voor bodemwater (betere drainage). Het openscheuren van de bodem dient te gebeuren bij het juiste bodemvochtgehalte en verder moeten de diepte waarop de bodembewerking plaatsvindt en de positionering van de tanden waarmee de bodem gescheurd wordt goed op elkaar worden afgestemd. Een nadeel van het openscheuren van de bodem is het feit dat de bodem na afloop in een toestand komt te verkeren die gevoelig is aan recomcompactie door grazende dieren of machineverkeer. Het initiële decompactie-effect zal van korte duur zijn indien er geen controle wordt uitgeoefend over de veldbetreding na decompactie. Alvorens een gedecompacteerd bodem aan nieuwe belastingen wordt blootgesteld, moet deze gedurende een zekere periode onaangeroerd blijven zodat de bodem de tijd krijgt om te stabiliseren. Hoe langer deze periode, hoe groter de bodemsterkte die opnieuw kan worden opgebouwd en hoe groter de waarschijnlijkheid dat de decompactie meer blijvend en succesvol zal zijn.

bodemverdichting niet meer geremedieerd kan worden door biologische activiteit en natuurlijke processen (bv. afwisselende vries- en dooiperiodes).

Kader 1. Regenwormen

1. De invloed van organische bemesting op regenwormen

Tommy D'Hose (Instituut voor Landbouw- en Visserijonderzoek)

Aangezien regenwormen zich voeden met vers organisch materiaal, heeft het type bemesting een belangrijke invloed op de aanwezigheid van regenwormen. Gebaseerd op een literatuurstudie rapporteert Curry (2004) dat het effect van minerale bemesting op de regenwormenpopulatie over het algemeen positief is vanwege een toenemende massa gewasresten. Regenwormenpopulaties gaan echter achteruit bij zeer hoge stikstofdosissen. Vooral verzurende meststoffen hebben hierbij een negatief effect. Organische bemesting zal regenwormen begunstigen door het voorzien in extra voedsel en het stimuleren van plantengroei en dus gewasresten. Vooral stalmest wordt als een positieve maatregel beschouwd. Stalmest is gunstig voor regenwormen omdat de wormen organische mest direct consumeren en het een evenwichtig aanbod van stikstof en koolstof biedt. Hoge hoeveelheden organische bemesting, zoals drijfmest, die hoge dosissen van ammonium of zouten bevatten, kunnen toxisch zijn voor regenwormen. Negatieve effecten van matige drijfmestdosissen zijn echter van voorbijgaande aard en het lange termijn effect is meestal positief. Drijfmest zorgt dan weer dat regenwormen meer jong strooisel kunnen consumeren door een versterkte groei van het gewas.

2. Erosiebestrijding door regenwormen

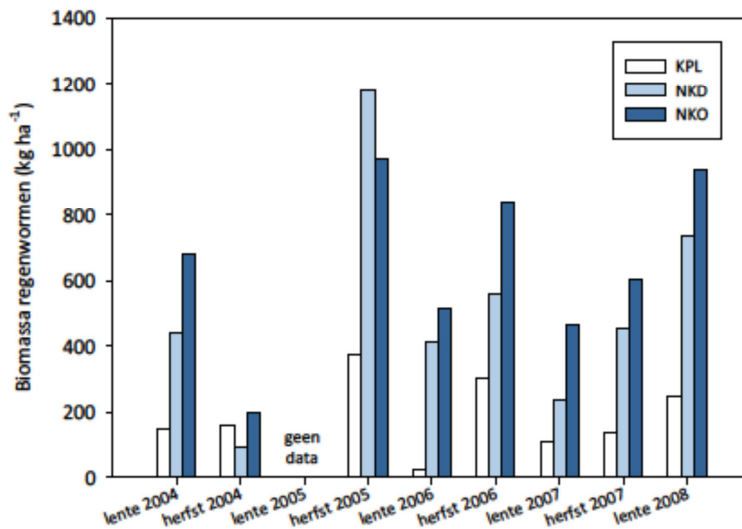
Jan Valckx^{a,b}, Gerard Govers^a, Martin Hermy^a, Bart Muys^a (^aDepartement Aard- en Omgevingswetenschappen, Katholieke Universiteit Leuven, ^bDienst Landbouw en Platteland, Provincie Limburg)

Inleiding

Charles Darwin stelde meer dan 125 jaar geleden al vast dat kleinschalige bioturbatie door regenwormen, dit is het herorganiseren van bodemdeeltjes in biogene structuren (bv. wormgangen en -uitwerpselen), gevolgen had op veel grotere schaal. Vandaag de dag wordt bioturbatie en haar impact op bodemprocessen als een archetypische vorm van "ecosysteem engineering" beschouwd. Ondanks deze historische bevindingen, zijn de inzichten in de regulerende effecten van ecosysteemingenieurs zoals regenwormen op waterinfiltratie en bodemverlies in landbouwpercelen vrij beperkt gebleven. Vergelijkende veldstudies (ploegen vs. niet-kerende bodembewerking) toonden aan dat de erosieremmende effecten van niet-kerende bodembewerking op zijn minst deels te verklaren zijn door de verhoogde continuïteit en connectiviteit van het macroporiënsysteem van diepgravende regenwormsoorten. Dit wordt ondersteund door gecontroleerde laboratoriumstudies, die aantonen dat regenwormgangen effectief grote hoeveelheden neerslag kunnen draineren en dat regenwormen bijdragen tot een verhoogde aggregaatstabiliteit. Veldexperimenten waarin tegelijkertijd het type bodembewerking en de dichtheid van regenwormpopulaties gemanipuleerd worden, ontbraken vooralsnog. Nochtans zijn zulke experimentele studies nodig om het directe geïntegreerde effect van regenwormen op erosiecontrole te kwantificeren. Vanuit bodembeheerperspectief is het inderdaad het nettoresultaat van het oppervlakkig afvloeien van water, het losmaken van bodemdeeltjes en het transporteren van sediment op een relevante schaal, dat bepaalt of regenwormen kunnen beschouwd worden als nuttige bodemorganismen voor "ecologische erosiecontrole". Een dergelijk experiment werd in Huldenberg uitgevoerd (zie bijlage).

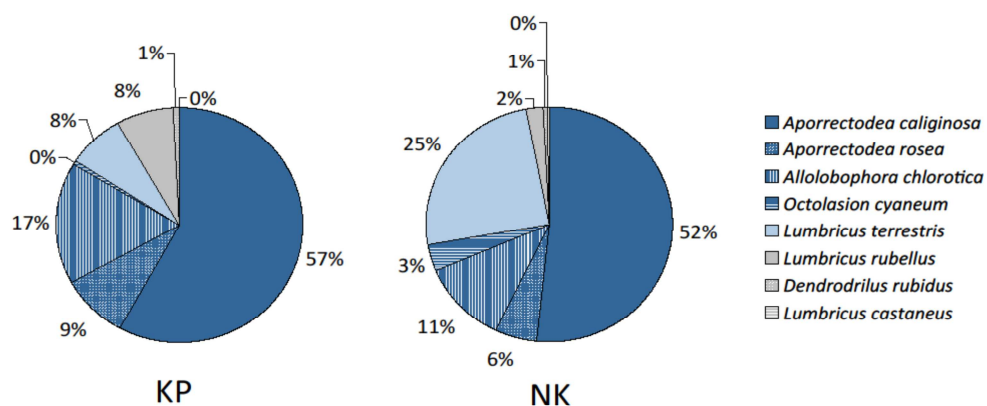
Resultaten

Figuur 6 toont de variabiliteit in de biomassa regenwormen tijdens de periode 2004-2008 onder invloed van het type bodembewerking. De biomassa regenwormen is significant hoger onder niet-kerende bodembewerking ten opzichte van ploegen en er is een tendens van hogere biomassa regenwormen onder ondiep niet-kerende bodembewerking in vergelijking met diepe niet-kerende bodembewerking. Schommelingen in de biomassa aan regenwormen tussen jaren en seizoenen worden veroorzaakt door weersomstandigheden en teeltwisseling.



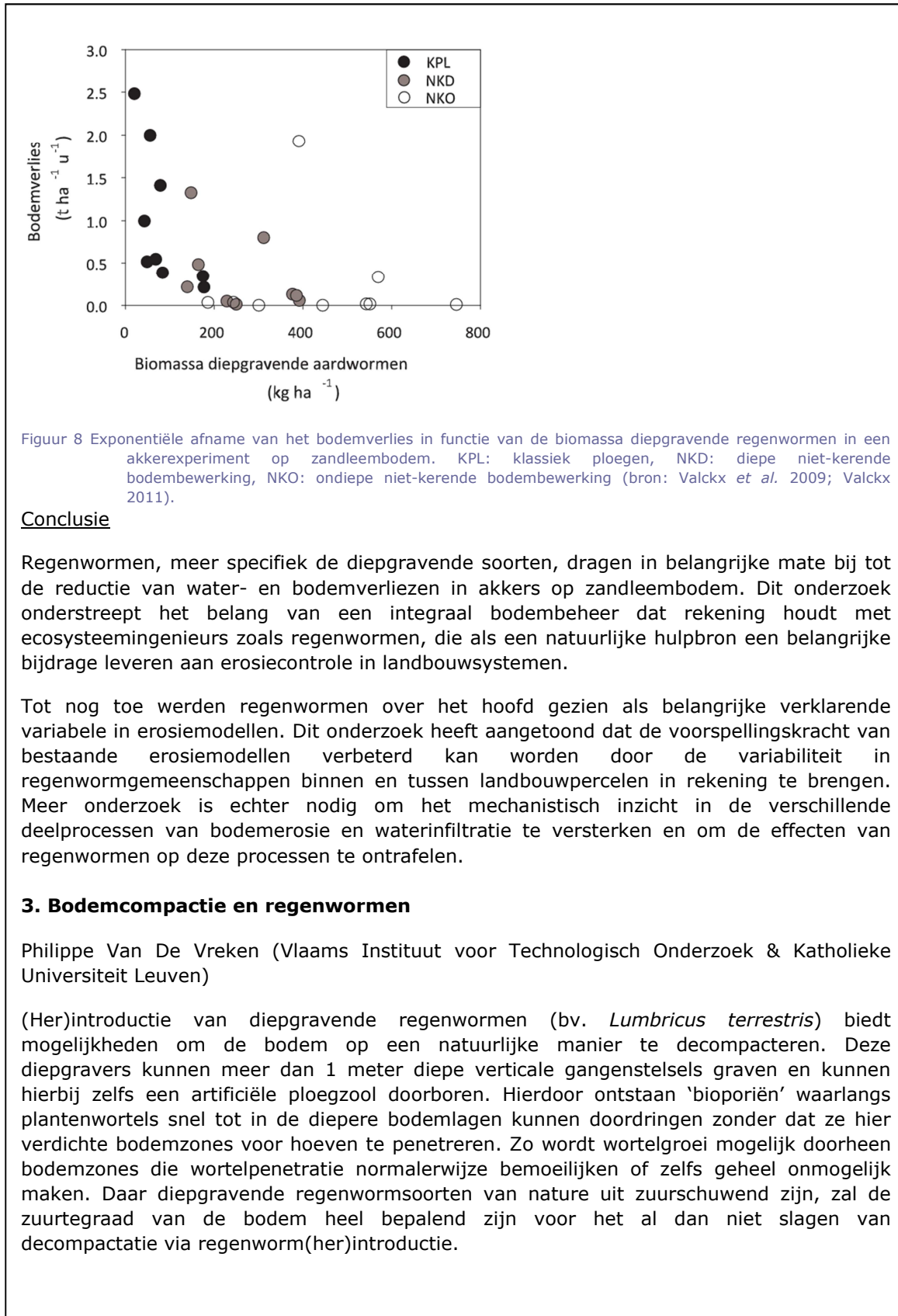
Figuur 6 Regenwormbiomassa (kg ha⁻¹) in een akker op zandleembodem in functie van het bodembewerkingstype voor de periode 2004-2008. KPL: klassiek ploegen, NKD: diepe niet-kerende bodembewerking, NKO: ondiepe niet-kerende bodembewerking (bron: Valckx et al. 2009).

Het type bodembewerking heeft niet alleen een impact op de dichtheden van regenwormen maar ook op de soortensamenstelling van regenwormgemeenschappen (figuur 7). Akkers worden zowel in aantallen als biomassa gedomineerd door endogeïsche soorten ('bodemwoelers') zoals *Aporrectodea caliginosa*, *A. rosea*, *Allolobophora chlorotica* en *Octolasion cyaneum*. *A. caliginosa* in het bijzonder is een robuuste soort die vrijwel in elke akker voorkomt. *A. rosea* komt vrijwel steeds samen met *A. caliginosa* voor, zij het meestal in lagere dichtheden. *A. chlorotica* is eveneens een veel voorkomende soort, maar houdt zich bij voorkeur op in meer vochtige tot natte (delen van) percelen. Epigeïsche soorten ('strooiselwormen' of 'compostwormen') zijn in de regel in lage dichtheden aanwezig in akkers omdat ze een organische laag (zoals de strooisellaag in bossen) nodig hebben om te overleven. *Lumbricus rubellus*, die zich soms epi-aneekisch gedraagt, vormt daarop een uitzondering. Diepgravende of aneekische soorten verdragen bodemverstoring slecht en hebben nood aan voldoende voedsel aan het bodemoppervlak. Vandaar dat *Lumbricus terrestris*, de meest courante aneekische soort, slecht gedijt in geploegde akkers zonder resten van gewassen of groenbedekkers aan het oppervlak en het aandeel van deze soort beduidend toeneemt in niet-kerend bewerkte akkers. In percelen die al langer (> 5 jaar) niet-kerend worden bewerkt of direct ingezaaid worden, kan de terugkeer van de aneekische soort *Aporrectodea longa* worden verwacht. Van alle in Vlaamse akkers en weilanden voorkomende soorten, stelt deze soort de hoogste eisen aan zijn leefomgeving (bodemrust, voedsel).



Figuur 7 Procentuele bijdrage per soort aan de totale biomassa regenwormen in klassiek geploegde akkers (links, KP) en niet-kerend bewerkte akkers (rechts, NK) op (zand)leembodems in Vlaanderen. Endogeïsche soorten zijn in donkerblauwe tinten weergegeven, de anekische soort *Lumbricus terrestris* L. in lichtblauw, en epigeïsche soorten in grijs tinten (bron: Valckx *et al.* 2009).

Experimentele veldgegevens tonen aan dat er een nauw verband bestaat tussen bodembeheer, de aanwezigheid van diepgravende regenwormsoorten en water- en bodemverlies (figuur 8). Daaruit blijkt dat bioturbatie door regenwormen bijdraagt aan een afremming van erosie. Bovendien is het erosieremmend effect van regenwormen het meest uitgesproken bij ploegen. Door de lage regenwormbiomassa bij ploegen, weegt elke extra kilogram regenwormen meer door in het tegengaan van erosie dan bij niet-kerende bodembewerking. Maar in absolute cijfers is de erosie bij niet-kerende bodembewerking echter veel lager dan bij ploegen. Empirische en causale modellen tonen verder aan dat de biomassa van diepgravende regenwormen een belangrijke verklarende variabele voor erosie is, naast organisch koolstofgehalte, bedekkingsgraad, en verslempingsgraad van de bodem. Het erosieremmend effect van diepgravende regenwormen wordt voornamelijk veroorzaakt door het verminderen van oppervlakkige waterafstroming ('runoff'), eerder dan door het verlagen van de sedimentconcentratie van het afstromende water. Dit wijst erop dat het vooral de verticale permanente gangen van diepgravende regenwormen zijn die voor een verhoogde waterinfiltratie zorgen, zodat minder erosief materiaal ter beschikking is aan het bodemoppervlak.



Figuur 8 Exponentiële afname van het bodemverlies in functie van de biomassa diepgravende regenwormen in een akkerexperiment op zandleembodem. KPL: klassiek ploegen, NKD: diepe niet-kerende bodembewerking, NKO: ondiepe niet-kerende bodembewerking (bron: Valckx *et al.* 2009; Valckx 2011).

Conclusie

Regenwormen, meer specifiek de diepgravende soorten, dragen in belangrijke mate bij tot de reductie van water- en bodemverliezen in akkers op zandleembodem. Dit onderzoek onderstreept het belang van een integraal bodembeheer dat rekening houdt met ecosysteemingenieurs zoals regenwormen, die als een natuurlijke hulpbron een belangrijke bijdrage leveren aan erosiecontrole in landbouwsystemen.

Tot nog toe werden regenwormen over het hoofd gezien als belangrijke verklarende variabele in erosiemodellen. Dit onderzoek heeft aangetoond dat de voorspellingskracht van bestaande erosiemodellen verbeterd kan worden door de variabiliteit in regenwormgemeenschappen binnen en tussen landbouwpercelen in rekening te brengen. Meer onderzoek is echter nodig om het mechanistisch inzicht in de verschillende deelprocessen van bodemerosie en waterinfiltratie te versterken en om de effecten van regenwormen op deze processen te ontrafelen.

3. Bodemcompactie en regenwormen

Philippe Van De Vreken (Vlaams Instituut voor Technologisch Onderzoek & Katholieke Universiteit Leuven)

(Her)introductie van diepgravende regenwormen (bv. *Lumbricus terrestris*) biedt mogelijkheden om de bodem op een natuurlijke manier te decompacteren. Deze diepgravers kunnen meer dan 1 meter diepe verticale gangenstelsels graven en kunnen hierbij zelfs een artificiële ploegzool doorboren. Hierdoor ontstaan 'bioporiën' waarlangs plantenwortels snel tot in de diepere bodemlagen kunnen doordringen zonder dat ze hier verdichte bodemzones voor hoeven te penetreren. Zo wordt wortelgroei mogelijk doorheen bodemzones die wortelpenetratie normalerwijze bemoeilijken of zelfs geheel onmogelijk maken. Daar diepgravende regenwormsoorten van nature uit zuurschuwend zijn, zal de zuurtegraad van de bodem heel bepalend zijn voor het al dan niet slagen van decompactatie via regenworm(her)introductie.

Hoge ruwheid van het bodemoppervlak

Een ruw bodemoppervlak zorgt ervoor dat het afstromend water afgeremd wordt. Dankzij de oneffenheden wordt veel water opgeslagen, waardoor het meer tijd heeft om te infiltreren. Op die manier neemt het risico op bodemerosie af. De ruwheid van de bodem kan verhoogd worden door:

- het zaaibed zo grof mogelijk klaar te leggen, aangepast aan de algemene weersomstandigheden en aan het zaaitijdstip;
- oppervlakkige insporing weg te werken;
- de bodem te bewerken na de oogst om verslemping en/of verdichting op te heffen;
- een contourbewerking (wel enkel op minder steile hellingen);
- drempeltjes bij ruggenteelt zoals aardappelen.

Bodembedekking

Gewas en gewasresten beschermen de bodem tegen rechtstreekse regendruppelinslag en remmen het afstromende water af. Bovendien zorgen de toevoer van organisch materiaal en de wortelgroei voor meer bodemleven, een betere bodemstructuur, meer infiltratie en een verhoogde weerstand tegen verslemping en erosie. De gewasbedekking kan verbeterd worden door:

- teelten te vermijden die de bodem niet goed bedekken tijdens het late voorjaar en/of de zomer wanneer de meest intense regenbuien verwacht worden. Voorbeelden hiervan zijn groenten, maïs, aardappelen, bieten en zomergranen;
- het dubbel inzaaien van granen in droge valleien, waar het water geconcentreerd afstroomt;
- een groenbedekker te voorzien om ook in het najaar en tijdens de winter bescherming te bieden;
- gewasresten zoveel mogelijk aan het oppervlak te bewaren door minimale bodembewerking of directe inzaai.

6.3.2 Landinrichtingsmaatregelen

Landinrichtingsmaatregelen zijn maatregelen die ingrijpen op de vorm, grootte en oriëntatie van de kavels en op het landgebruik. Ze omvatten onder meer:

- herverkaveling: het kavelpatroon wordt aangepast aan de kenmerken van het landschap. Hierbij wordt de hellingslengte zo veel mogelijk beperkt en worden kavels zo georiënteerd dat contourbewerking mogelijk wordt. Lange, smalle percelen in de richting van de helling zijn te vermijden;
- strokenbouw (enkel bij hellingsgraad < 8% en bij uitgestrekte percelen) en wisselbouw (voorkeur in Vlaanderen omwille van kleine percelen): bij strokenbouw en wisselbouw worden op aanpalende percelen verschillende gewassen geteeld. Door de afwisseling van teelten met een verschillende bodembedekkingsgraad en/of bodemruwheid wordt geërodeerd sediment opgevangen en niet verder stroomafwaarts meegevoerd;
- gebruik van minder erosiegevoelige akkerbouwgewassen: bijvoorbeeld tijdelijk grasland, wintergerst, zomerrogge, winterrogge, boslandbouw ('agroforestry')²⁶ en korte-omloophout;

²⁶ Boslandbouwsysteem: een systeem van grondgebruik waarbij de teelt van bomen gecombineerd wordt met landbouw op dezelfde grond (sensu Besluit van de Vlaamse Regering van 22 juli 2011 betreffende het verlenen van subsidies voor

- aanleg en/of behoud van permanent grasland en bossen met een kruidlaag.

6.3.3 Maatregelen die gevolgen verminderen

Deze maatregelen zijn ingrepen in het landschap om afstromend water en sediment te geleiden, op te vangen en vertraagd af te voeren. De voornaamste maatregelen zijn:

- grasbufferstroken en grasgangen breken de kracht van het afstromend water en vangen een deel van het meegevoerd sediment op en beschermen de bodem plaatselijk tegen erosie;
- vermindering van de oppervlakkige waterafvoer door het behoud of verbeteren van de regenwormpopulaties (zie kader 1);
- kleine landschapselementen (hagen, heggen, houtkanten en taluds) remmen het afstromend water af, houden sediment tegen, breken de hellingslengte en zorgen door beworteling voor een betere bodemstructuur;
- dammen voor tijdelijke opvang van afstromend water en sediment;
- bufferbekkens voor opvang van sediment en water;
- buffergrachten voor vertraagde waterafvoer en opvang van sediment.

6.4 Evaluatie van het huidige beleidsontwerp

Het huidige beleidsontwerp heeft aandacht voor de gewenste lokale aanpak (tabel 6). Maar de set aan maatregelen die in deze lokale aanpak actief gestimuleerd wordt is eerder beperkt. Er is hierbij vooral aandacht voor maatregelen die de gevolgen verminderen (grasgangen en -stroken, bufferbekkens, erosiedammen en -poelen, aanleg en onderhoud kleine landschapselementen) en een beperkt aantal teelttechnische maatregelen (contourbewerkingen, minimale bodembewerking, groenbedekking), terwijl verschillende teelttechnische en landinrichtingsmaatregelen buiten de scope vallen. Er is bijvoorbeeld geen aandacht voor de erosiebestrijding door het verminderen van bodemverdichting of het behouden/verbeteren van regenwormpopulaties. Daarnaast wordt de keuzevrijheid van de landbouwer slechts minimaal beperkt, zelfs in de zeer erosiegevoelige gebieden. Daarnaast zijn sommige gewenste maatregelen ook niet of slechts beperkt mogelijk omwille van beperkingen van andere wetgevingen of hun uitvoering:

- de randvoorwaarden leggen minimale normen vast voor organische stofgehalte maar het Mestdecreet²⁷ legt maximale normen vast voor het toedienen van organische bemesting. Beide wetgevingen zijn niet altijd compatibel en kennis omtrent nutriënteninhoud, werkingscoëfficiënten en effectieve organische stof van de toegediende organische bemesting is onontbeerlijk voor een goed organisch stofbeheer in de landbouwpercelen met respect voor beide wetgevingen;
- bebossing wordt aanzien als mogelijke maatregel voor erosiebeperking, maar is geen landbouwteelt;
- de aanleg van houtige kleine landschapselementen is vanuit landschappelijk oogpunt niet altijd gewenst.

boslandbouwsystemen met toepassing van het Vlaams Programma voor Plattelandsontwikkeling voor de programmeringsperiode 2007-2013 - Art 1, 3°).

²⁷ Decreet van 22 december 2006 houdende de bescherming van water tegen de verontreiniging door nitraten uit agrarische bronnen.

Tabel 6 Het vergelijken van gewenste met het huidige beleid

Gewenste maatregel	Aandachtspunt huidig beleid
Lokale aanpak	Ja, Gemeentelijke Erosiebestrijdingsplannen en samenwerkingsovereenkomst tussen ALBON en VLM ²⁸
Teelttechnische maatregelen	
Verhoging organischestofgehalte	Ja ²⁹ , via de randvoorwaarden
Optimaliseren bodem-pH	Ja ²⁹ , via de randvoorwaarden
Voorkomen/verminderen bodemverdichting	Nee, behalve via brochure
Grof zaaibed	Nee, behalve via brochure
Contourbewerking	Ja, via randvoorwaarden
Wegwerken oppervlakkige insporing	Nee, behalve via brochure
Drempeltjes ruggenteelt	Nee, behalve via brochure
Minder erosiegevoelige teelten	Ja, via randvoorwaarden
Dubbel inzaaien van granen in droge valleien	Nee, behalve via brochure
Groenbedekker	Ja, via randvoorwaarden en artikel 68 maatregel van het flankerend landbouwbeleid
Minimale bodembewerking	Ja, via beheerovereenkomsten
Landinrichtingsmaatregelen	
Herverkaveling	Nee, behalve via brochure
Stroken- of wisselbouw	Nee, behalve via brochure
Minder erosiegevoelige teelten	Nee, behalve via brochure
Maatregelen die gevolgen verminderen	
Grasgangen en -stroken	Ja, via beheerovereenkomsten
Behoud/verbeteren regenwormpopulaties	Nee, behalve via brochure
Kleine landschapselementen	Ja, via beheerovereenkomsten en randvoorwaarden
Erosiedammen en -poelen	Ja, via randvoorwaarden en beheerovereenkomsten
Bufferbekkens	Ja, via randvoorwaarden en het Erosiebesluit

6.5 Aanbevelingen

Promoot een lokaal aangepast integraal duurzaam bodembeheer

Erosie wordt beïnvloed door tal van factoren en een effectief erosiebeleid zal voldoende aandacht schenken aan gans dit spectrum. Dit betekent dat er ook gestreefd wordt naar een duurzame populatie van regenwormpopulaties, in het bijzonder voor diepgravende soorten zoals *L. terrestris*. Hierbij zal het belangrijk zijn het gebruik van bodembewerkingssystemen met minder intense en frequente bodemverstoring en een (semi)permanente mulchlaag (bv. door niet-kerende bodembewerking) te promoten. Daarnaast kan de landbouwer de populatie regenwormen ook stimuleren via oordeelkundige organische bemesting (stalmest, compost, groenbedekkers) en aangepaste teeltrotaties. Een voorbeeld hiervan is het telen van gewassen die veel resten achterlaten en voor weinig bodemverstoring zorgen bij zaaien/planten en oogsten (bv. granen). Organische bemesting zelf zal reeds een erosiereducerend effect hebben. Tevens zal er aandacht moeten geschonken worden aan het voorkomen van bodemverdichting en indien nodig het verminderen ervan. Voorkomen betekent dat het veld zo weinig mogelijk betreden dient te worden met machines. Indien betreding noodzakelijk is dient dit bij voorkeur te gebeuren bij een zo laag

²⁸ De samenwerkingsovereenkomst tussen ALBON en VLM bepaalt dat op lokaal niveau de bedrijfsplanners en de erosiecoördinatoren in de meest prioritaire gebieden samenwerken zodat de instrumenten (beheerovereenkomsten en werken in uitvoering van de Gemeentelijke erosiebestrijdingsplannen) elkaar versterken.

²⁹ De landbouwer moet zijn zuurtegraad en zijn organischestofgehalte van een aantal van zijn percelen die geen grasland zijn en die geen permanente bedekking hebben, laten bepalen door een erkend laboratorium. Bij een te laag organisch koolstofgehalte moet de landbouwer op de betreffende percelen het op basis van de analysesresultaten gegeven advies opvolgen of minstens één van de volgende maatregelen toepassen: toedienen van organische stalmest, toedienen van compost, inwerken van stro of het telen van groenbedekkers. Indien uit de analysesresultaten blijkt dat bepaalde percelen een te lage pH hebben, moeten deze bekalkt worden. Daarnaast mogen stoppels en oogstresten na de oogst niet afgebrand worden zodat ze kunnen bijdragen tot de organische stofopbouw in de bodem.

mogelijk bodemvochtgehalte en bandenspanning en wordt er bij voorkeur gereden op het ongeploegde oppervlakte. De planning van een integraal duurzaam bodembeheer zou eventueel mee kunnen worden opgenomen in de (inter)gemeentelijke erosiebestrijdingsplannen die dan zouden evolueren naar (inter)gemeentelijke bodembeheerplannen. De voorkeur gaat zowel bij erosie als bij bodembeheer uit naar intergemeentelijke plannen omdat erosie niet ophoudt aan een gemeentegrens.

Kiezen voor gewasspecifieke maatregelen, indien nodig

Niet-kerende bodembewerking wordt gepromoot, maar is niet voor elke teelt een geschikte maatregel, daarom verdient het de aanbeveling om alternatieven zoals aarden drempels ook te promoten.

Promoot juridische flexibiliteit

Het erosiebeleid zou gebaat zijn met een zekere juridische flexibiliteit. Indien het bijvoorbeeld noodzakelijk is binnen het integraal duurzaam bodembeheer om het gehalte aan organisch stof te verhogen, kan er bijvoorbeeld gedacht worden aan een uitzondering op de mestwetgeving. Wel dienen alle mogelijkheden binnen de bepalingen van de mestwetgeving uitgeput te zijn en dienen de voordelen van deze uitzondering afgewogen te worden tegen de mogelijke bijkomende vervuiling die het gevolg kan zijn van die uitzondering. Op zich zijn juridische uitzonderingen ook niet nieuw want deze werkwijze wordt reeds toegepast in verschillende beheerplannen.

7 Algemene aanbevelingen

Bij de algemene aanbevelingen worden de reeds gedane aanbevelingen per soort of per case niet herhaald, maar worden caseoverschrijdende aanbevelingen geformuleerd.

Kies voor het promoten van **stelsel- en gebiedsbenaderingen** en niet voor het promoten van individuele maatregelen. Met stelselbenadering wordt bedoeld dat het beleid aandacht heeft voor het ganse spectrum aan beïnvloedende factoren. Met gebiedsbenadering wordt benadrukt dat sommige maatregelen pas effectief worden wanneer ze op voldoende grote schaal worden toegepast. Een stelsel- en gebiedsbenadering kan samenhangen met een verdere beperking van de potentiële gebieden waar de maatregelen afgesloten kunnen worden, zodat het beschikbaar budget meer geconcentreerd kan ingezet worden. Deze aanbeveling is gebaseerd op de volgende bevindingen:

- akkervogelbeheer: er zijn geen beleidsmaatregelen om te garanderen dat de maatregelen lokaal over een voldoende grote oppervlakte worden toegepast. Enkel via de zoekzone akkervogels is dit deels het geval. Daarnaast bestaat er via PDPO II een globale Vlaamse doelstelling voor soortgerichte beheerovereenkomsten, zijnde 2.499 ha en 568 contracten voor 2007-2013;
- weidevogelbeheer: er zijn geen (algemene) beleidsmaatregelen om predatie te verminderen³⁰, de grondwaterstand te verhogen, het landschap opener te maken (dit kan soms mits goedgekeurd beheerplan) en te garanderen dat de maatregelen lokaal over een voldoende grote oppervlakte worden toegepast (wel een Vlaamse oppervlakte-doelstelling, zie hoger bij akkervogels);
- ganzenbeheer: er zijn geen beleidsmaatregelen voor de coördinatie van de afvang en/of het schudden van de eieren, alsook van de monitoring;
- houtduivenbeheer: er is weinig of geen aandacht voor natuur- en landbouwtechnische maatregelen (bv. verminderen maïsareaal, verminderen van maïsogstresten) en er zijn geen beleidsmaatregelen om houtduifafweer te coördineren;
- erosiebestrijding: er zijn geen beleidsmaatregelen voor bodemcompactie, bodembiodiversiteit en organische stof. Daarnaast kan er voor erosiegevoelige gronden met een laag organischestofgehalte een negatief effect zijn van de organische meststofbeperking van het Mestactieplan en de Nitraatrichtlijn

Kies **uw doelsoorten of -populatie en pas uw maatregelen hiervoor aan**. Daarnaast dient er bij erosiebestrijding ook aandacht te gaan naar gewasspecifieke maatregelen. Deze aanbeveling is gebaseerd op de volgende bevindingen:

- akkervogelbeheer: de verdichting van het open landschap met bomenrijen, bosjes en kleine landschapselementen kan positief zijn voor geelgors, maar niet voor veldleeuwerik. Dit is eerder een soort van het open landschap. Dus hier dienen de te beschermen soorten duidelijk op voorhand gekozen te worden;

³⁰ Predatie van weidevogels kan verminderd worden door predatorhabitat (bv. bomenrijen), te verwijderen (Oosterveld & Altenburg 2005), of door de kwaliteit ervan te verminderen (bv. verhogen grondwaterstand), wat een negatieve invloed heeft op grondpredatoren (Teunissen *et al.* 2005; Bellebaum & Bock 2009), maar niet door het uitschakelen van één of enkele predatoren omdat hun rol door andere predators worden overgenomen (Teunissen *et al.* 2005; Scheppers *et al.* 2010).

- weidevogelbeheer: een goed slootbeheer is relevant voor slobend, kort gehouden grasstroken voor graspieper en kruidenrijke graslanden voor grutto;
- ganzenbeheer: de huidige afvangstechnieken zijn ongeschikt voor nijlgans;
- houtduivenbeheer: pas uw beleidsmaatregelen zodanig aan dat maximaal wordt ingezet op de vermindering van de zomerpopulatie;
- erosiebestrijding: het ongeschikt zijn van niet-kerende bodembeweking voor o.a. aardappelen.

Zorg voor **eenvoudig beleid**. Deze aanbeveling is gebaseerd op de volgende bevindingen:

- ganzenbeheer: de huidige categorisatie van ganzen is niet logisch en aldus ook niet begrijpbaar voor de doelgroep van het beleid
- erosiebeleid: een voldoende organischestofgehalte is gewenst. Voor sommige erosiegevoelige gronden met een laag organischestofgehalte kan het zijn dat er meer organische meststof zou moeten toegediend worden om het streefgehalte aan organische stof te bereiken dan het mestactieplan toelaat. In deze gevallen zou een uitzondering op de mestwetgeving in overweging kunnen genomen worden.

Bijlage 1. Methoden

Erosiebestrijding en regenwormen

Jan Valckx^{a,b}, Gerard Govers^a, Martin Hermy^a, Bart Muys^a (^aDepartement Aard- en Omgevingswetenschappen, Katholieke Universiteit Leuven, ^bDienst Landbouw en Platteland, Provincie Limburg)

In 2006 werd een veldexperiment opgezet in een akker op droge tot vochtige zandleembodem (10,6% klei, 62,8% leem, 26,7% zand) in Huldenberg. Daartoe werden proefvlakken met drie niveaus van aardwormmanipulatie (reductie, toevoeging, controle) genest in bodembewerkingsstroken. De bodembewerkingsstypes waren klassiek ploegen (23-25 cm) (KPL), diepe niet-kerende bodembewerking (25-30 cm) (NKD) en ondiepe niet-kerende bodembewerking (15-18 cm) (NKO). Deze bodembewerkingsbehandelingen werden reeds vanaf 2004 toegepast op het perceel. Aardwormdichtheden werden gereduceerd met behulp van een elektrische uitdrijfmethode. Dichtheden aan aardwormen werden verhoogd door volwassen *Lumbricus terrestris*, een diepgravende soort, te introduceren. In de controleproefvlakken werden de aardwormpopulaties niet gemanipuleerd. Proefvlakken werden afgebakend met golfplaten om boven- en ondergrondse migratie van aardwormen te verhinderen. Manipulaties vonden plaats in voor- en najaar 2006.

In het voorjaar van 2007 werden regenvalsimulaties uitgevoerd in proefvlakken van $0,8 \times 0,8 \text{ m}^2$, met een duur variërend tussen 30 en 45 minuten, en met een regenvalintensiteit variërend tussen 33 en 76 mm h^{-1} . Het afstromende water en meegevoerde sediment werden opgevangen en het sedimentgehalte werd bepaald. Ook vochtgehalte, bulkdensiteit, organische stofgehalte, textuur, bedekking van de bodem en samenstelling en dichtheden van de aardwormgemeenschap (door middel van mosterdextractie in proefvlakken van $0,7 \times 0,7 \text{ m}^2$) werden gemeten.

In het voorjaar van 2006 werden eveneens aardwormgemeenschappen gekarakteriseerd in verschillende andere akkers op (zand)leembodem. Elke akker was opgesplitst in een klassiek geploegd en een niet-kerend bewerkt deel. Om aardwormen te bemonsteren werd mosterdextractie (in proefvlakken van $0,7 \times 0,7 \text{ m}^2$) gecombineerd met handsortering van een bodemstaal (van $0,1 \text{ m}^2$ tot 20 cm diepte).

Lectoren

Tim Adriaens, Niko Boone, Lieve Vriens, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Joke Charles, Departement Landbouw & Visserij, Afdeling Duurzame Landbouwwontwikkeling

Sylvie Danckaert, Linn Dumez, Departement Landbouw & Visserij, Afdeling Monitoring & Studie

Petra Deproost, Martine Swerts, Departement Leefmilieu, Natuur & Energie, Afdeling Land en Bodembescherming, Ondergrond, Natuurlijke Rijkdommen

Marion Liberloo, Ilse Van Dienderen, Bert Van Wambeke Vlaamse Landmaatschappij

Dick Melman, Alterra

Annelore Nys, Natuurpunt.

Karel Van Daele, Watering van Sint Truiden

Elke Van den Broecke, Ludo Vanongeval, Departement Leefmilieu, Natuur & Energie, Afdeling Land en Bodembescherming, Ondergrond, Natuurlijke Rijkdommen

Referenties

- Adriaens P., Courtens W., Verbelen D. (2011). Monitoring van de avifauna in de SBZ-V 'Poldercomplex': resultaten van het zesde jaar (2010-2011): Broedseizoen 2010 en winterhalfjaar 2010/2011. Brussel: Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO). p 97.
- Adriaens T., Huysentruyt F., Devisscher S., Devos K., Casaer J. (2010). Simultaantelling overzomerende ganzen in Oost- en West- Vlaanderen. *Vogelnieuws* 15 15:4-11.
- Adriaens T., Huysentruyt F., Onkelinx T., Devisscher S., Devos K., Casaer J. (2011). Simultaantelling overzomerende ganzen in Oost- en West- Vlaanderen. *Vogelnieuws* 17: Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO). p 24-30.
- Adriaens T., Van Daele P., Huysentruyt F., Devisscher S., Casaer J., Devos K. (2012). Junitelling van West-Vlaamse zomerganzen. *Vogelnieuws* 18:16-22.
- Aebischer N.J. (1991). Sustainable yields: gamebirds as a harvestable resource. *Gibier Fauna Sauvage* 8:335.
- Aebischer N.J., Ewald J.A. (2004). Managing the UK Grey Partridge *Perdix perdix* recovery: population change, reproduction, habitat and shooting. *Ibis* 146:181-191.
- Aebischer N.J., Ewald J.A. (2010). Grey Partridge *Perdix perdix* in the UK: recovery status, set-aside and shooting. *Ibis* 152(3):530-542.
- Ameeuw G., Courtens W. (2008). Actuele toestand en evolutie van Europese natuurwaarden in de Oostkustpolders (Vogelrichtlijngebied Poldercomplex en Habitatrichtlijngebied Polders). Brussel. 36 p.
- Batary P., Andras B., Kleijn D., Tscharrntke T. (2011). Landscape-moderated biodiversity effects of agri-environmental management: a meta-analysis. *P Roy Soc B-Biol Sci* 278(1713):1894-1902.
- Beck O., Anselin A. (2005). Beheer van verwilderde ganzenpopulaties in Vlaanderen. *NatuurOriolus* 71(Bijlage):166-169.
- Beintema A., Moedt O., Ellinger D. (1995). Ecologische atlas van de nederlandse weidevogels. Haarlem: Schuyt & Co. 352 p.
- Beintema A.J., Muskens G.J.D.M. (1987). Nesting Success of Birds Breeding in Dutch Agricultural Grasslands. *J Appl Ecol* 24(3):743-758.
- Benton T.G., Vickery J.A., Wilson J.D. (2003). Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends Ecol Evol* 18(4):182-188.
- Biesmeijer J.C., Roberts S.P.M., Reemer M., Ohlemuller R., Edwards M., Peeters T., Schaffers A.P., Potts S.G., Kleukers R., Thomas C.D. et al. (2006). Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science* 313(5785):351-354.
- Bijlsma R.G. (2002). Houtduif *Columba palumbus*. In: Hustings F., Vergeer J.-W. (editors). Atlas van de Nederlandse broedvogels 1998-2000. Utrecht: Stichting Uitgeverij van de Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging. p 262-263.
- Birdlife International. (2012). Species factsheet : Anser anser. Download from <http://www.birdlife.org> on 12/9/2012.

Bradbury R.B., Browne S.J., Stevens D.K., Aebischer N.J. (2004). Five-year evaluation of the impact of the Arable Stewardship Pilot Scheme on birds. *Ibis* 146:171-180.

Breeuwer A., Berendse F., Willems F., Foppen R., Teunissen W., Schekkerman H., Goedhart P. (2009). Do meadow birds profit from agri-environment schemes in Dutch agricultural landscapes? *Biol Conserv* 142(12):2949-2953.

Bro E., Mayot P., Corda E., Reitz F. (2004). Impact of habitat management on grey partridge populations: assessing wildlife cover using a multisite BACI experiment. *J Appl Ecol* 41(5):846-857.

Bro E., Sarrazin F., Clobert J., Reitz F. (2000). Demography and the decline of the grey partridge *Perdix perdix* in France. *J Appl Ecol* 37(3):432-448.

Buner F., Jenny M., Zbinden N., Naef-Daenzer B. (2005). Ecologically enhanced areas - a key habitat structure for re-introduced grey partridges *Perdix perdix*. *Biol Conserv* 124(3):373-381.

Burfield I., Van Bommel F. (2004). *Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status*. Cambridge: Birdlife International. 374 p.

Casaer J., Baert P. (2007). *Principes, criteria en indicatoren in het kader van duurzaam wildbeheer, een participatieve benadering*. Geraardsbergen. 69 p.

Cramp S. (1985). *Handbook of the birds of Europe, the middle east, and north africa: the birds of the western palearctic*. Oxford: Oxford University. 960 p.

Curry J.P. (2004). Chapter 6 - Factors affecting the abundance of earthworms in soils. In: Edwards C. (editor). *Earthworm ecology*. Boca Raton, Florida, USA: CRC Press. p 91-113.

Danckaert S., Carel K., Van Gijsegem D., Hens M. (2009). *Indicatoren voor het opvolgen van de hoge natuurwaarde op landbouwgrond in het kader van de PDPO-monitoring. Een verkennende analyse*. Brussel: Departement Landbouw en Visserij, afdeling Monitoring en Studie.

De Leo G.A., Focardi S., Gatto M., Cattadori I.M. (2004). The decline of the grey partridge in Europe: comparing demographies in traditional and modern agricultural landscapes. *Ecol Model* 177(3-4):313-335.

Defra. (2005). *Validation of a population model that predicts woodpigeon numbers resulting from changes in agricultural practice or licencing regulations*. London: Department of Environment, Food and Rural Affairs. 17 p.

Departement Leefmilieu N.e.E. (2011). *Erosie in Vlaanderen. Samen werk maken van erosiebestrijding*. Brussel: Vlaamse overheid, Departement LNE.

Department of Conservation. (1991). *Management and control of Canada goose in the South Island of New Zealand. A report prepared for the Minister of Conservation*. Wellington, New Zealand: Department of Conservation. 32 p.

Devos K. (2011). *Brandganzen in Vlaanderen: wild of verwilderd?* *Vogelnieuws* 17:16-19.

Devos K., Anselin A., Vermeersch G. (2004). *Een nieuwe rode lijst van de broedvogels in Vlaanderen (2004). Atlas van de Vlaamse broedvogels : 2000-2002*: Instituut voor Natuurbehoud. p 60-75.

Devos K., Kuijken E. (2008). *Overwinterende wilde ganzen in Vlaanderen : 2004/05 - 2007/08*. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. p 10-16.

- Devos K., Kuijken E., Verscheure C., Meire P., Benoy L., De Smet W., Gabriëls J. (2005). Overwinterde wilde ganzen in Vlaanderen 1990/91 - 2003/04. [S.n.]. p 4-20.
- Devos K., Kuijken E. (2010). Aantallen en trends van overwinterende ganzen in Vlaanderen. *De Levende Natuur* 111(1):10-13.
- Devos K., Vermeersch G., Anselin A., Kuijken E., De Scheemaeker F., Gabriëls J., Hamelinck W. (2005). Verspreiding en populatie-ontwikkeling van broedende grauwe ganzen *Anser anser* in Vlaanderen: [S.n.]. 104-110 p.
- Devos K.e.a. (2008). Situering en afbakening van belangrijke weidevogelgebieden in Vlaanderen anno 2008. Advies Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.A.2008.226.
- D'Haene K., Laurijssens G., Van Gils B., De Blust G., Turkelboom F. (2010). Agrobiodiversiteit: Een steunpilaar voor de 3de generatie agromilieumaatregelen? Brussel. 216 p.
- Dochy O., Hens M. (2005). Van de stakkers van de akkers naar de helden van de velden : beschermingsmaatregelen voor akkervogels. Brussel. 106 p.
- Donald P.F., Evans A.D. (2006). Habitat connectivity and matrix restoration: the wider implications of agri-environment schemes. *J Appl Ecol* 43(2):209-218.
- Douglas D.J.T., Evans D., Redpath S.M. (2008). Selection of foraging habitat and nestling diet by Meadow Pipits *Anthus pratensis* breeding on intensively grazed moorland. *Bird Study* 55(3):290-296.
- Douglas D.J.T., Vickery J.A., Benton T.G. (2009). Improving the value of field margins as foraging habitat for farmland birds. *J Appl Ecol* 46(2):353-362.
- Europese Commissie (2008). Gidsdocument voor de jacht in het kader van Richtlijn 79/409/EEG van de Raad inzake het behoud van de vogelstand ("De Vogelrichtlijn").
- Evans K.L. (2004). The potential for interactions between predation and habitat change to cause population declines of farmland birds. *Ibis* 146(1):1-13.
- Flohre A., Fischer C., Aavik T., Bengtsson J., Berendse F., Bommarco R., Ceryngier P., Clement L.W., Dennis C., Eggers S. et al. (2011). Agricultural intensification and biodiversity partitioning in European landscapes comparing plants, carabids, and birds. *Ecol Appl* 21(5):1772-1781.
- Fox A.D. (2009). What makes a good alien? Dealing with the problems of non-native waterfowl. *British Birds* 102:660-679.
- Gabriel D., Sait S.M., Hodgson J.A., Schmutz U., Kunin W.E., Benton T.G. (2010). Scale matters: the impact of organic farming on biodiversity at different spatial scales. *Ecol Lett* 13(7):858-869.
- Géroudet P. (1983). *Limicoles, gangas et pigeons d'Europe*. Collection les beautés de la nature. Neuchâtel, Paris: Delachaux et Niestlé. 235 p.
- Goedhart P.W., Teunissen W.A., Schekkerman H. (2010). Effect van nestbezoek en onderzoek op weidevogels. Sovon-onderzoeksrapport 2010/01. Nijmegen: Nederland S.V.
- Huysentruyt F., Baert K., Casaer J. (2012). Het bepalen van het broedseizoen van houtduiven in Vlaanderen aan de hand van jachtgegevens. Brussel. 30 p.

- Huysentruyt F., Casaer J. (2009). Duiven in een West-Vlaamse context : Deel 2: veldonderzoek. [S.l.]. 97 p.
- Huysentruyt F., Devos K., Casaer J. (2010). Het bepalen van mogelijke herkomstgebieden bij landbouwschade door overzomerende ganzen : Een eerste aanzet voor een modelmatige benadering. Brussel. 87 p.
- Huysentruyt F., Dochy O., Casaer J. (2008). Duiven in een West-Vlaamse context : Deel 1 : literatuuronderzoek en hypothesen. Brussel. 61 p.
- 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.
- 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(2):262-272.
- Jonker R.M., Kurvers R.H.J.M., van de Bilt A., Faber M., Van Wieren S.E., Prins H.H.T., Ydenberg R.C. (2012). Rapid adaptive adjustment of parental care coincident with altered migratory behaviour. *Evol Ecol* 26(3):657-667.
- Kleijn D., Baquero R.A., Clough Y., Diaz M., De Esteban J., Fernandez F., Gabriel D., Herzog F., Holzschuh A., Johl R. et al. (2006). Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. *Ecol Lett* 9(3):243-254.
- Kleijn D., Berendse F., Smit R., Gilissen N. (2001). Agri-environment schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes. *Nature* 413(6857):723-725.
- Kleijn D., Schekkerman H., Dimmers W.J., Van Kats R.J.M., Melman D., Teunissen W.A. (2010). Adverse effects of agricultural intensification and climate change on breeding habitat quality of Black-tailed Godwits *Limosa l. limosa* in the Netherlands. *Ibis* 152(3):475-486.
- Kleijn D., Sutherland W.J. (2003). How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? *J Appl Ecol* 40(6):947-969.
- Klok C., van Turnhout C., Willems F., Voslamber B., Ebbing B., Schekkerman H. (2010). Analysis of population development and effectiveness of management in resident greylag geese *Anser anser* in the Netherlands. *Anim Biol* 60(4):373-393.
- Krebs J.R., Wilson J.D., Bradbury R.B., Siriwardena G.M. (1999). The second silent spring? *Nature* 400(6745):611-612.
- Kuijken E. (2005). Bescherming van wilde ganzenpopulaties in Vlaanderen : verleden, heden en toekomst. *NatuurOriolus* 71(Bijlage):170-176.
- Kuijken E., Casaer J., Courtens W., Verscheure C. (2007). Beheerplan voor overzomerende ganzen aan de Oostkust : Project 'Zomerganzen' Provincie West-Vlaanderen 1 juli 2005 - 30 juni 2006 (Eindrapport). Brussel. 90 p.
- Kuijken E., Courtens W., Teunissen W., Vantieghem S., Verscheure C., Meire P. (2001). Aantalsverloop en verspreidingsdynamiek van overwinterende ganzen in vlaanderen : gegevensverwerking als afwegingskader in gebiedsgericht natuurbeleid : eindverslag. Antwerpen: Universiteit Antwerpen.
- Kuijken E., Verscheure C., Meire P. (2005). Ganzen in de Oostkustpolders : 45 jaar evolutie van aantallen en verspreiding. *NatuurOriolus* 71(Bijlage):21-42.

Kuijper D.P.J., Oosterveld E., Wymenga E. (2009). Decline and potential recovery of the European grey partridge (*Perdix perdix*) population-a review. *Eur J Wildlife Res* 55(5):455-463.

Kumschick S., Nentwig W. (2010). Some alien birds have as severe an impact as the most effectual alien mammals in Europe. *Biol Conserv* 143(11):2757-2762.

Leestmans S., Bernaerts J., Dielis G., Steeno R., Jardin S., Boyen M., Beele C., Jonckheere F., Liberloo M. (2012). Beheersovereenkomsten, nieuwe sporen voor het beleid. Kennis en ervaringen uit het SOLABIO project. Brussel: Vlaamse Landmaatschappij.

Liberloo M.E. (2012). Beheerovereenkomsten, nieuwe sporen voor het beleid. Kennis en ervaring uit het SOLABIO project. Brussel: Vlaamse Landmaatschappij.

Linnartz L. (2002). Houtduif (*Columba palumbus*). LWVT/SOVON Vogeltrek over Nederland 1976-1993. Haarlem: Schuyt & Co. p 166-167.

Madsen J., Williams J.H. (2011). Draft international species management plan for the Svalbard population of the pink-footed goose *Anser brachyrhynchus*. Final draft (October 2011) for submission to the 7th AEWA Standing Committee, 26-27 November 2011, Bergen, Norway.

Meire P., Kuijken E. (1991). Factors affecting the number and distribution of wintering geese in Flanders, Belgium and some implications for their conservation. 143-158.

Melman D., Sierdsema H., Teunissen W., Schotman A. (2011). Oproep: Kerngebieden voor weidevogels, wat brengt ons dat ? *De Levende Natuur* 112:209-212.

Natuurindicatoren. (2005). Historisch permanent grasland: Oppervlakte historisch permanent grasland met beperking op vegetatiewijziging. Brussel: Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.

Natuurinformatie N.S.e.S. (2011). www.waarnemingen.be. Een initiatief van Natuurpunt.Studie vzw en de Stichting Natuurinformatie.

Newton I. (2004). The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions. *Ibis* 146(4):579-600.

Novoa C., Dumas S., Resseguier J. (2006). Home-range size of Pyrenean grey partridges *Perdix perdix hispaniensis* during the breeding season. *Wildlife Biol* 12(1):11-18.

Ockinger E., Hammarstedt O., Nilsson S.G., Smith H.G. (2006). The relationship between local extinctions of grassland butterflies and increased soil nitrogen levels. *Biol Conserv* 128(4):564-573.

Paelinckx D., Sannen K., Goethals V., Louette G., Rutten J., Hoffmann M. (2009). Gewestelijke doelstellingen voor de habitats en soorten van de Europese Habitat- en Vogelrichtlijn voor Vlaanderen. Brussel. 669 p.

Pain D., Pienkowski M. (1997). *Farming and birds in Europe*. San Diego: Academic Press.

Peach W.J., Lovett L.J., Wotton S.R., Jeffs C. (2001). Countryside stewardship delivers ciril buntings (*Emberiza cirilus*) in Devon, UK. *Biol Conserv* 101(3):361-373.

Persson A.S., Olsson O., Rundlof M., Smith H.G. (2010). Land use intensity and landscape complexity-Analysis of landscape characteristics in an agricultural region in Southern Sweden. *Agr Ecosyst Environ* 136(1-2):169-176.

- Potts G.R. (1986). *The Partridge: Pesticides, Predation and Conservation*. London: Collins.
- Rockwell R., Cooch E., Brault S. (1997). Dynamics of the mid-continent population of lesser snow geese: projected impacts of reductions in survival and fertility on population growth rates. In: Batt B.D.J.E. (editor). *Arctic ecosystems in peril: report of the Arctic Goose Habitat Working Group*. Washington D.C.: Arctic Goose Joint Venture Special Publication. U.S. Fish and Wildlife Service and Ottawa, Ontario. Canadian Wildlife. p 97-97.
- Roggeman S. (2011). *Ontwerp geïntegreerd verslag schadebesluit 2010-2011*. Nota. Brussel: Agentschap voor Natuur en Bos C.D.
- Schekkerman H., Klok T.C., Voslamber B., Turnhout C.V., Willems F., Ebbing B.S. (2000). Overzomerende grauwe ganzen in het noordelijk Deltagebied; een modelmatige benadering van de aantalontwikkeling bij verschillende beheersscenario's. *Alterra-rapport 139/SOVON Onderzoeksrapport 2000/06*. Wageningen: Alterra. 73 p.
- Schekkerman H., Müskens G. (2000). Produceren Grutto's *Limosa limosa* in agrarisch grasland voldoende jongen voor een duurzame populatie? *Limosa* 73:121-134.
- Schekkerman H., Teunissen W., Müskens G. (1998). Terreingebruik, mobiliteit en metingen van broedsucces van grutto's in de jongenperiode. *IBN-rapport 403*. Wageningen: Natuuronderzoek I.v.B.-e.
- Schekkerman H., Teunissen W., Oosterveld E. (2005). Resultaatonderzoek Nederland Gruttoland: broedsucces van Grutto's in beheersmozaïeken in vergelijking met gangbaar agrarisch graslandgebruik. Wageningen, Alterra-document 1291, Sovon-onderzoeksrapport 2005/10. Beek-Ubbergen: SOVON V.N.
- Schekkerman H., Teunissen W., Oosterveld E. (2008). The effect of 'mosaic management' on the demography of black-tailed godwit *Limosa limosa* on farmland. *J Appl Ecol* 45(4):1067-1075.
- Scheppers T., Casaer J. (2008). *Wildbeheereenheden - statistieken : rapportering en verwerking over de periode 1998 - 2007*. Brussel. 978-90-403-0285-5. 100 p.
- Sotherton N.W. (1998). Land use changes and the decline of farmland wildlife: An appraisal of the set-aside approach. *Biol Conserv* 83(3):259-268.
- SOVON Vogelonderzoek Nederland. (2002). *Atlas van de Nederlandse broedvogels 1998-2002*. Nederlandse Fauna 5. Leiden: Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, KNNV & EIS-Nederland.
- Sturbaut P., Van Lierop F., Herremans M. (2004). *Begeleiding van de vrijwillige weidevogelbescherming in Vlaanderen in uitvoering van de Europese Verordening 2078/92, Eindverslag. Rapport 2004/01*. Mechelen: Natuurpunt.Studie.
- Strubbe D., Shwartz A., Chiron F. (2011). Concerns regarding the scientific evidence informing impact risk assessment and management recommendations for invasive birds. *Biol Conserv* 144(8):2112-2118.
- Strubbe D., Verschelde P., Hens M., Wils C., Bauwens D., Dermout M., De Bruyn L. (2010). *Impact van PDPO II maatregelen op de biodiversiteit. Studie uitgevoerd door het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) in opdracht van het Departement Landbouw en Visserij, afdeling Monitoring en Studie, Brussel*.
- Teunissen W., Schekkerman H., Willems F. (2005). *Predatie bij weidevogels. Op zoek naar mogelijke effecten van predatie op de weidevogelstand*. Sovon-onderzoeksrapport 2005/11.

Sovon Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen, Alterra-Document, 1292. Wageningen: Alterra.

Teunissen W., Schekkerman H., Willems F., Majoor F. (2008). Identifying predators of eggs and chicks of Lapwing *Vanellus vanellus* and Black-tailed Godwit *Limosa limosa* in the Netherlands and the importance of predation on wader reproductive output. *Ibis* 150:74-85.

Teunissen W., Willems F., Majoor F. (2007). Broedsucces van de Grutto in drie gebieden met verbeterd mozaïekbeheer. Sovon-onderzoeksrapport 2007/06. Beek-Ubbergen: Nederland S.V.

Teunissen W.A., Willems F. (2004). Bescherming van weidevogels: Sovon onderzoeksrapport 04/06. Beek-Ubbergen: SOVON.

Teunissen W.A., Wymenga E.E. (2011). Factoren die van invloed zijn op de ontwikkeling van weidevogelpopulaties. Belangrijke factoren tijdens de trek, de invloed van waterpeil op voedselbeschikbaarheid en graslandstructuur op kuikenoverleving. SOVON, onderzoeksrapport 2011/10. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen. A&W-rapport 1532. Bureau Altenburg & Wymenga, Veenwouden. Alterra rapport 2187. Wageningen: Alterra.

Troost G., Waanders J. (2009). Trektellen.nl, internationale database voor vogeltrektellingen en ringvangsten.

Tscharntke T., Klein A.M., Kruess A., Steffan-Dewenter I., Thies C. (2005). Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - ecosystem service management. *Ecol Lett* 8(8):857-874.

Turbé A., De Toni A., Benito P., Lavelle P., Ruiz N., Van der Putten W.H., Labouze E., Mudgal S. (2010). Soil biodiversity: functions, threats and tools for policy makers. Contract 07.0307/2008/517444/ETU/B1. Final report. Bio Intelligence Service, IRD, and NIOO report for the European Commission. Brussels: Commission E.

Valckx J. (2011). Ecosystem engineering by earthworms in temperate agroecosystems on loamy soils. Doctoraatsthesis. Leuven: Katholieke Universiteit Leuven.

Valckx J., Govers G., Hermy M., Muys B. (2009). Ecoworm - Erosiecontrole in akkerland door het beheer van regenwormgemeenschappen. Eindrapport. IWT Landbouwkundig onderzoek 040681. Leuven: Departement Aard- en Omgevingswetenschappen K.U.L. 44 p.

Van Gils B., Huysentruyt F., Casaer J., Devos K., De Vliegheer A., Carlier L. (2009). Project Winterganzen 2008-2009 : onderzoek naar objectieve schadebepaling. Brussel. INBO.R.2009.56. 87 p.

Vermeersch G., Anselin A., Devos K., Herremans M., Stevens J., Gabriëls J., Van der Krieken B. (2004). Atlas van de Vlaamse broedvogels : 2000-2002. Brussel: Instituut voor Natuurbehoud. p 496.

Vermeersch G., Onkelinx T. (2011). Algemene Broedvogels Vlaanderen (ABV). Trends na de eerste cyclus in een Europees perspectief. *Vogelnieuws* 17:4-8.

Vickery J., Carter N., Fuller R.J. (2002). The potential value of managed cereal field margins as foraging habitats for farmland birds in the UK. *Agr Ecosyst Environ* 89(1-2):41-52.

Vickery J.A., Feber R.E., Fuller R.J. (2009). Arable field margins managed for biodiversity conservation: A review of food resource provision for farmland birds. *Agr Ecosyst Environ* 133(1-2):1-13.

Voslamber B., Van der Jeugd H., Koffijberg K. (2010). Broedende ganzen in Nederland. *De Levende Natuur* 111:40-44.

Watson M., Aebischer N.J., Potts G.R., Ewald J.A. (2007). The relative effects of raptor predation and shooting on overwinter mortality of grey partridges in the United Kingdom. *J Appl Ecol* 44(5):972-982.