Vlaamse overheid

# Effecten van predatie op populaties van grondbroedende akker- en weidevogels en hoe mogelijk negatieve effecten te remediëren

## Literatuurstudie

Kristof Baert, Jim Casaer, Wouter Courtens, Bram D'hondt, Koen Devos, Olivier Dochy, Wouter Faveyts, Jan Gouwy, Frank Huysentruyt, Johannes Jansen, Michiel Lathouwers, Fleur Petersen, Anneleen Rutten, Thomas Scheppers, Geert Spanoghe, Frédérique Steen

natuurenbos.be
INBO.be

**Auteurs in alfabetische volgorde:**
Kristof Baert, Jim Casaer, Wouter Courtens, Bram D'hondt, Koen Devos, Olivier Dochy, Wouter Faveyts*, Jan Gouwy, Frank Huysentruyt, Johannes Jansen, Michiel Lathouwers, Fleur Petersen, Anneleen Rutten, Thomas Scheppers, Geert Spanoghe, Frédérique Steen

*Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek*
** Vrijwilliger*

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.

**Reviewer:**
Jelle Van den Berghe

**Vestiging:**
Herman Teirlinckgebouw
INBO Brussel
Havenlaan 88, 1000 Brussel
vlaanderen.be/inbo

**e-mail:**
koen.vanmuylem@inbo.be

**Wijze van citeren:**
Baert K., Casaer J., Courtens W., D'hondt B., Devos K., Dochy O., Faveyts W., Gouwy J., Huysentruyt F., Jansen J., Lathouwers M., Petersen F., Rutten A., Scheppers T., Spanoghe G., Steen F. (2025). Effecten van predatie op populaties van grondbroedende akker- en weidevogels en hoe mogelijk negatieve effecten te remediëren. Literatuurstudie. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2025 (21). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
DOI: doi.org/10.21436/inbor.123364107

**D/2025/3241/130**
**Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2025 (21)**
**ISSN: 1782-9054**

**Verantwoordelijke uitgever:**
Hilde Eggermont

**Foto cover:**
Yves Adams / Vilda

**Dit onderzoek werd uitgevoerd in samenwerking met:**
Agentschap Natuur & Bos, Herman Teirlinckgebouw, 1000 Brussel

AGENTSCHAP
NATUUR & BOS

Dit werk valt onder een Creative Commons Naamsvermelding-GelijkDelen 4.0 Internationaal-licentie.

# Effecten van predatie op populaties van grondbroedende akker- en weidevogels en hoe mogelijk negatieve effecten te remediëren

## Literatuurstudie

**Kristof Baert, Jim Casaer, Wouter Courtens, Bram D'hondt, Koen Devos, Olivier Dochy, Wouter Faveyts, Jan Gouwy, Frank Huysentruyt, Johannes Jansen, Michiel Lathouwers, Fleur Petersen, Anneleen Rutten, Thomas Scheppers, Geert Spanoghe, Frédérique Steen**

doi.org/10.21436/inbor.123364107

Vlaamse overheid

www.vlaanderen.be/inbo

## Dankwoord

We willen graag Charlotte Faes, Joris Sangers en Michiel Stas van het Agentschap voor Natuur en Bos bedanken voor hun begeleiding in dit project. Ook willen we oud-collega Koen Van Den Berge bedanken voor zijn input bij de start van dit project. Tenslotte bedanken we onze collega Herwig Borremans voor de ondersteuning bij het referentiebeheer van dit rapport.

Dit project betreft een samenwerking tussen het Agentschap voor Natuur en Bos en het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.

## Samenvatting

Veel grondbroedende akker- en weidevogelsoorten (hierna ‘doelsoorten’) vertonen in Vlaanderen negatieve populatietrends. Deze afname is niet enkel een Vlaams fenomeen, maar wordt in heel Europa gezien als het gevolg van biodiversiteitsverlies. De voornaamste reden hiervoor is de intensivering van het landbouwsysteem, met habitatverlies en -degradatie voor grondbroedende akker- en weidevogels tot gevolg. Deze habitatveranderingen verstoren de balans tussen predator en prooisoorten, met een impact op de predatiedruk. Verschillende predatorsoorten hebben ook de afgelopen decennia een comeback gemaakt (bv. vos, steenmarter, kraaiachtigen), of zijn er nu mee bezig (bv. boommarter, havik). De meeste van deze soorten waren de voorbije tweehonderd jaar in Vlaanderen (zeer) zeldzaam of zelfs uitgestorven door toedoen van de mens. Hun populatieherstel is het resultaat van een gewijzigd natuurbeleid en actieve beschermingsmaatregelen.

De combinatie van habitatdegradatie, grootschalig habitatverlies en herstel van predatorenpopulaties, maakt dat er, al dan niet lokaal, een limiterend effect kan zijn op bepaalde vogelpopulaties. Vooral langlevende soorten, grondbroeders, soorten met slechts één legsel en soorten die in alle levensstadia worden gepredeerd blijken hieraan het meest gevoelig te zijn. De meeste Vlaamse grondbroedende akker- en weidevogels behoren tot deze categorieën. Predatie kan inderdaad in bepaalde levensstadia een belangrijke impact hebben. Wanneer deze predatie leidt tot een lager aantal broedende individuen in het daaropvolgende voorjaar, kan gesteld worden dat predatie een limiterend effect heeft op de prooisoort. Voortbouwend op deze stelling van predatie als limiterende factor kunnen we ervan uitgaan dat hoogstwaarschijnlijk alle beschreven doelsoorten actueel in Vlaanderen een limiterend effect ondervinden van predatie. M.a.w. hoogstwaarschijnlijk alle beschreven doelsoorten zouden gebaat zijn met een effectief predatiebeheer, waarbij predatiebeheer zowel biotoopbeheer en andere niet-letale en letale maatregelen kan omvatten die erop gericht zijn om de predatiedruk te verminderen. Predatiebeheer is dus ruimer dan predatorbeheersing, waarbij dit laatste alleen betrekking heeft op het reduceren van het aantal predatoren aan de hand van letale maatregelen.

De actuele wetenschappelijke kennis rond predatie en predatiebeheer in relatie tot de grondbroedende akker- en weidevogels toont aan dat dit een erg complex vraagstuk, en zeer situatieafhankelijk is.

Het rapport gaat vooreerst dieper in op de complexe interacties tussen verschillende predator- en doelsoorten en de essentiële rol die predatoren vervullen in een ecosysteem door processen zoals populatiecontrole, selectieve druk, energieoverdracht en het behoud van biodiversiteit. Het ingrijpen in deze interacties door middel van predatiebeheer, en in het bijzonder door predatorbeheersing, kan deze interacties verstoren met soms onvoorziene effecten tot gevolg (vb. verspreiding van zoönosen, uitbraken van plaagsoorten).

De doelsoorten in kader van dit rapport zijn de Vlaamse grondbroedende akker- en weidevogels. Het gaat hier om de akkervogels patrijs, grauwe gors, veldleeuwerik, graspieper en kwartel, en de weidevogels kievit, grutto, wulp, scholekster en tureluur. Het rapport beschrijft de ecologie en de

toestand van de verschillende predatoren van deze doelsoorten in Vlaanderen. Hierbij wordt dieper ingegaan op de predatie van de doelsoorten. Vervolgens wordt de ecologie en de toestand van de doelsoorten in Vlaanderen zelf besproken. Omdat vanuit het perspectief van de prooisoort predatie het geheel van predatie door alle predatoren samen is, wordt ook dieper ingegaan op de predatie die de doelsoorten ondervinden.

De invulling van predatiebeheer is soortspecifiek. We bespreken zowel de letale als niet-letale maatregelen die hiervoor kunnen worden ingezet. Om het limiterend effect van predatiedruk tegen te gaan, wordt toegelicht welke beheerstrategieën het meeste kans op succes kunnen opleveren. Dit kan leiden tot de opmaak van een gebiedsgericht predatiebeheerplan. Hierin wordt per doelsoort best een multisoortenaanpak uitgewerkt omdat deze doorgaans effectiever is dan een aanpak gericht op één soort.

Dit rapport beperkt zich tot de ecologische interacties tussen de predatoren en de doelsoorten en doet geen uitspraak over de keuze om bepaalde soorten al dan niet letaal te beheren. Naast ecologische aspecten spelen ook maatschappelijke visies, economische aspecten en ethische bedenkingen, vooral met betrekking tot predatorbeheersing, een rol bij de keuze van de maatregelen en de inzetbaarheid ervan in het kader van de beheerstrategie. Gestructureerde besluitvorming en adaptief beheer kunnen worden aangewend om te komen tot onderbouwde keuzes bij de inzet van predatiebeheer.

De invulling van predatiebeheer is niet alleen soort-, maar ook gebiedsspecifiek. Zo kan de inzetbaarheid van de maatregelen verschillen tussen gebieden, afhankelijk zijn van bijvoorbeeld omgevingsfactoren en verschillen in densiteiten van predator- en prooisoorten. In deze context is het dan ook belangrijk om aandacht te hebben voor de grootte en de mate van versnippering van een gebied, aangezien deze mee de effectiviteit zullen bepalen. Bovendien zijn ook de effecten van het predatiebeheer gebiedsafhankelijk. De betrokkenheid van meerdere predatoren bij de predatiedruk op de doelsoorten in combinatie met het feit dat niet alle predatorsoorten letaal beheerd mogen worden in Vlaanderen, draagt ertoe bij dat de effectiviteit van predatorbeheersing verschilt tussen gebieden. Dit is bijvoorbeeld afhankelijk van de mate waarin compensatie door de andere predatoren een rol speelt. Deze gebiedsafhankelijkheid wordt ook bepaald door factoren zoals de aanwezige predatorsoorten, hun respectievelijke dichtheden, de impact die het predatiebeheer kan realiseren op de betrokken predatoren, (alternatieve) prooibeschikbaarheid en omgevingsvariabelen.

Met betrekking tot de effectiviteit van predatiebeheer zijn er nog heel wat kennislacunes. Dit draagt ertoe bij dat de te verwachten effecten van predatiebeheer in Vlaanderen moeilijk op voorhand in te schatten zijn. Het rapport licht enkele van deze kennislacunes toe.

De onvoorspelbaarheid met betrekking tot de effectiviteit maakt dat predatiebeheer best kadert binnen een gebiedsspecifieke en adaptieve beheeraanpak, waarbij via monitoring de effectiviteit van het beheer op zowel predator als doelsoort geëvalueerd wordt en zo nodig kan worden bijgestuurd. In deze context worden verschillende monitoringsmethoden toegelicht.

Aangezien habitatverlies en -degradatie aan de basis liggen van de achteruitgang van de grondbroedende akker- en weidevogels, ligt de sleutel tot een duurzaam herstel van deze populaties in het herstel van hun leefgebieden. De huidige inspanningen hiervoor blijken onvoldoende te zijn om voor een kentering te zorgen. In deze context stelt zich dan ook de vraag in welke mate predatiebeheer ingezet kan worden als bijkomende maatregel, minstens tot de leefgebieden voldoende hersteld zijn, door de gevolgen van het limiterend effect van predatie te helpen remediëren. De finale strategie dient er echter op gericht te zijn om het habitatverlies en -degradatie in het landbouwgebied dat aan de basis ligt van deze achteruitgang te herstellen. Enkel op die manier kunnen de limiterende effecten van predatie duurzaam worden aangepakt. Daar waar effectief predatiebeheer een ondersteunende rol zou kunnen spelen, is er nog steeds nood aan een fundamentele transitie van de huidige landbouwpraktijken om de toekomst van deze soorten in Vlaanderen op lange termijn veilig te stellen.

## Aanbevelingen voor beheer en/of beleid

De combinatie van habitatdegradatie, grootschalig habitatverlies en herstel van predatorenpopulaties, maakt dat er, al dan niet lokaal, een limiterend effect kan zijn op bepaalde vogelpopulaties, in het bijzonder de grondbroedende akker- en weidevogels waarop dit rapport zich toespitst. De sleutel tot een duurzaam herstel van deze populaties ligt hierdoor in het herstel van hun leefgebied. De huidige inspanningen hiervoor blijken echter onvoldoende te zijn om voor een kentering te zorgen. In deze context stelt zich dan ook de vraag in welke mate predatiebeheer ingezet kan worden als bijkomende maatregel, minstens tot de leefgebieden voldoende hersteld zijn, door de gevolgen van het limiterend effect van predatie te helpen remediëren.

Dit rapport beoogt een overzicht te geven van de impact van predatie op de doelsoorten en de betrokken predatoren, te duiden op de complexe interacties, om vervolgens de verschillende potentiële maatregelen te bespreken die al dan niet ingezet kunnen worden binnen beheerstrategieën om de predatiedruk te remediëren. Het rapport heeft niet tot doel om aanbevelingen te doen bij de keuzes die hierbij gemaakt moeten worden. Het tracht wel om de nodige informatie te verschaffen om deze beslissingen correct te onderbouwen.

Naast de ecologische aspecten van predatiebeheer spelen ook maatschappelijke visies, economische aspecten en ethische bedenkingen, vooral met betrekking tot predatorbeheersing, een rol bij de keuze van de maatregelen en de inzetbaarheid ervan in het kader van de beheerstrategie. Gestructureerde besluitvorming kan hierbij aangewend worden om te komen tot onderbouwde keuzes bij de vormgeving van het predatiebeheer.

De keuzes die de terreinbeheerders of het beleid moeten maken hebben betrekking op de invulling van het predatiebeheer en bepalen mee hoe succesvol het beheer zal zijn om de predatiedruk te remediëren. Hierbij dient men zich bewust te zijn van de complexe interacties tussen verschillende predator- en prooisoorten. Daardoor zijn de te verwachten effecten van het ingrijpen moeilijk op voorhand in te schatten.

De invulling van predatiebeheer is soortspecifiek, al kunnen bepaalde doelsoorten wel samengenomen worden. Omwille van de complexe interacties tussen enerzijds de predator- en prooisoorten onderling en het landschap anderzijds, zal de uitkomst van het predatiebeheer gebiedsafhankelijk zijn. Deze gebiedsafhankelijkheid wordt bepaald door factoren zoals de aanwezige predatorsoorten en hun respectievelijke dichtheden, de impact die het predatiebeheer kan realiseren op de betrokken predatoren, de prooibeschikbaarheid en omgevingsvariabelen. Niet alleen zal de aanpak van het predatiebeheer hierdoor verschillen tussen de doelsoorten, maar mogelijk zal ook de aanpak die in het ene gebied succesvol is dit niet zijn in een ander gebied. Hierdoor is maatwerk op gebiedsniveau aangewezen.

Een multisoortenbenadering bij predatiebeheer is doorgaans effectiever dan een aanpak gericht op één predatorsoort omdat het risico op compensatie door de andere predatoren hierdoor verminderd

wordt. De betrokkenheid van meerdere predatoren bij de predatiedruk van de doelsoorten in Vlaanderen wijst ook in de richting van een multisoortenbenadering.

Deze onvoorspelbaarheid omwille van de complexe interacties tussen predator- en prooisoorten in relatie tot variërende omgevingsfactoren pleit voor een gebiedsspecifieke en adaptieve beheeraanpak. Dit kan deels worden ondervangen met adaptief beheer, een vorm van gestructureerde besluitvorming, waarbij de kennislacunes groter zijn, en uitvoering van het beheer, in combinatie met een doorgedreven monitoring, toelaten de (gebiedsspecifieke) kennislacunes stap voor stap weg te werken. Deze nieuw verworven kennis laat vervolgens toe om de beheerkeuzes beter af te wegen en te evalueren. De monitoringsnoden rond zowel de uitvoering van de maatregelen als de directe en indirecte gevolgen ervan, hangen af van de gekozen beheerdoelstellingen. Bij de afbakening van het gebied waarvoor men een predatiebeheerplan wil opmaken, moet men aandacht hebben voor de grootte en de mate van versnippering van het gebied. Zo wordt het nemen van beslissingen complexer bij het betrekken van meerdere belanghebbenden. Bovendien zal dit mee de effectiviteit van het beheer bepalen.

Tenslotte wijzen we er nogmaals op dat habitatverlies en -degradatie aan de basis liggen van de achteruitgang van de grondbroedende akker- en weidevogels. Het is primordiaal om dit aan te pakken om tot een duurzaam herstel van de grondbroederpopulaties te komen. De finale strategie dient er dan ook op gericht te zijn om het habitatverlies en -degradatie in het landbouwgebied te herstellen. Daar waar effectief predatiebeheer een ondersteunende rol zou kunnen spelen, is er nog steeds nood aan een fundamentele transitie van de huidige landbouwpraktijken om de toekomst van deze soorten in Vlaanderen op lange termijn veilig te stellen (zie Van Gossum *et al.*, 2024).

## English abstract

Many ground-nesting farmland and meadow bird species (hereafter referred to as 'target species') show negative population trends in Flanders. This decline is not unique to Flanders, but is seen across Europe as a consequence of biodiversity loss. The primary cause is the intensification of agricultural systems, leading to habitat loss and degradation for these ground-nesting birds. Such habitat changes disrupt the balance between predators and prey, impacting predation pressure. Several predator species have made a comeback in recent decades (e.g., red fox, stone marten, corvids), or are currently recovering (e.g., pine marten, goshawk). Most of these species were (very) rare or even had become extinct in Flanders over the past two centuries due to human activity. Their recovery is the result of altered conservation policies and active protective measures.

The combination of habitat degradation, large-scale habitat loss and the recovery of predator populations can, either locally or more broadly, have a limiting effect on certain bird populations. Long-lived species, ground-nesters, species with only one clutch per breeding season, and those vulnerable to predation at all life stages appear to be the most vulnerable. Most Flemish ground-nesting farmland and meadow birds fall into these categories. Predation can indeed have a significant impact during certain life stages. When predation results in fewer breeding individuals the following spring, it can be considered a limiting factor for prey species. Based on this premise, it is likely that all described target species in Flanders currently experience predation as a limiting factor. In other words, it is probable that all described target species would benefit from effective predation management. Such management includes both habitat management and other non-lethal and lethal measures aimed at reducing predation pressure. Predation management is therefore broader than predator control, the latter being limited to reducing predator numbers through lethal measures.

Current scientific knowledge on predation and predation management in relation to ground-nesting farmland and meadow birds shows that this is a highly complex and context-dependent issue. This report first describes the complex interactions between different predator and target species and the essential ecological roles predators play through processes such as population control, selective pressure, energy transfer and the maintenance of biodiversity. Intervening in these interactions through predation management, particularly predator control, can disrupt these processes, sometimes resulting in unforeseen effects (e.g., spread of zoonotic diseases, pest outbreaks).

The target species considered in this report are Flemish ground-nesting farmland and meadow birds. The farmland birds include grey partridge, corn bunting, skylark, meadow pipit and quail. The meadow birds include northern lapwing, black-tailed godwit, Eurasian curlew, Eurasian oystercatcher and common redshank. The report describes the ecology and current status of the various predators of these target species in Flanders, with a particular focus on the aspect of predation. It also discusses the ecology and status of the target species themselves. Because, from the prey's perspective, predation is the cumulative impact of all predators, the report examines the predation pressure these species face.

The implementation of predation management must be species-specific. We discuss both lethal and non-lethal measures that can be employed. To counteract the limiting effect of predation pressure, the report outlines which management strategies are most likely to succeed. This could result in the development of a site-specific predation management plan. Ideally, such a plan adopts a multi-species approach for each target species, as this is generally more effective than a single-species strategy.

This report focuses solely on the ecological interactions between predators and target species and does not make recommendations on whether or not certain species should be managed lethally. In addition to ecological considerations, decision-making around management strategies is also shaped by societal perspectives, economic factors and ethical concerns, especially in relation to predator control. Structured decision-making and adaptive management can help guide informed choices regarding predation management.

The implementation of predation management is not only species-specific but also site-specific. The applicability of measures can vary between areas, depending on factors such as environmental conditions and predator and prey densities. It is also important to consider the size and fragmentation of the area, as these influence management effectiveness. Moreover, the effectiveness of predation management itself varies between areas. The involvement of multiple predators exerting predation pressure on target species, combined with the fact that not all predator species can be lethally managed in Flanders, means that the effectiveness of predator control differs across regions. This is influenced, for example, by the degree of compensation by other predators. Other site-specific factors include the presence and densities of specific predator species, the potential impact of management on these species, (alternative) prey availability, and environmental variables.

There still are significant knowledge gaps regarding the effectiveness of predation management. This contributes to the difficulty in predicting the expected outcomes of predation management in Flanders. The report outlines several of these knowledge gaps.

Due to this unpredictability, predation management should ideally be part of a site-specific and adaptive management approach, where the effectiveness of management actions is evaluated through monitoring of both predator and target species, and adjusted as necessary. Various monitoring methods are explained in this context.

Since habitat loss and degradation are the root causes of the decline in ground-nesting farmland and meadow bird populations, the key to sustainable recovery lies in restoring their habitats. Current efforts appear insufficient in reversing the decline. This raises the question as to what extent predation management can be used as an additional measure, at least until habitats are adequately restored, to help mitigate the limiting effects of predation. However, the final strategy must be directed at the underlying cause and should therefore aim to restore lost and degraded habitat in agricultural landscapes. Only by addressing this issue can the limiting effects of predation be

sustainably resolved. While effective predation management can play a supporting role, a fundamental transition in current agricultural practices remains necessary to safeguard the long-term viability of these species in Flanders.

# Inhoudstafel

**1. Inleiding..... 18**
1.1 Algemeen.....18
1.2 Aanleiding rapport.....19
1.3 Definities en achtergrond..... 20
1.4 Soortenlijst..... 24
1.5 Doelsoorten.....25
**2. Impact predatoren.....27**
2.1 Inleiding: aanpak literatuurstudie..... 27
2.2 Belang predatoren in een ecosysteem..... 28
2.2.1 Populatiecontrole en selectieve druk.....28
2.2.2 Structuur van ecosystemen en trofische cascades.....28
2.2.3 Energieoverdracht en nutriëntenkringlopen.....28
2.2.4 Biodiversiteit..... 29
2.2.5 Controle van plaag- en pestsoorten.....29
2.2.6. Predatoren en ziektes (zoönosen).....29
2.3 Studies met betrekking tot effecten van predatie en predatiebeheer..... 29
2.4 Predatiedruk in relatie tot habitat.....36
2.5 Interacties tussen predatoren..... 37
2.6 Predatormijding en andere gedragsaanpassingen..... 38
2.7 Effect predatie bepalen en meten..... 39
2.8 Dichtheidsafhankelijkheid..... 40
2.9 Additieve versus compensatorische mortaliteit.....44
2.10 r/K strategie.....45
**3 Predatorsoorten..... 47**
3.1 Carnivoren..... 47
3.1.1 Inheemse soorten..... 47
3.1.1.1 Vos..... 47
3.1.1.1.1 Algemeen..... 47
3.1.1.1.1.1 Leefwijze.....47
3.1.1.1.1.2 Densiteiten..... 48
3.1.1.1.1.3 Voortplanting en dispersie..... 49
3.1.1.1.1.4 Terugkeer.....51
3.1.1.1.2 Predatie van grondbroeders..... 51
3.1.1.1.3 Beheer.....53
3.1.1.2 Steenmarter.....57
3.1.1.2.1 Leefwijze..... 57

////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////

3.1.1.2.2 Predatie van grondbroeders..... 58
3.1.1.3 Boommarter, bunzing, hermelijn en wezel.....59
3.1.1.3.1 Leefwijze..... 59
3.1.1.3.2 Predatie van grondbroeders..... 61
3.1.1.4 Das.....61
3.1.1.4.1 Leefwijze..... 61
3.1.1.4.2 Predatie van grondbroeders..... 62
3.1.1.5. Goudjakhals.....62
3.1.1.5.1 Leefwijze..... 63
3.1.1.5.2 Predatie op grondbroeders.....63
3.1.2 Uitheemse soorten..... 63
3.1.2.1 Huiskat.....64
3.1.2.1.1 Leefwijze..... 64
3.1.2.1.2 Predatie van grondbroeders..... 65
3.1.2.1.3 Beheer.....67
3.2 Omnivoren.....67
3.2.1 Everzwijn.....67
3.2.2 West-Europese egel..... 68
3.3 Roofvogels..... 70
3.3.1 Algemeen..... 70
3.3.2 Buizerd..... 70
3.3.2.1 Leefwijze.....70
3.3.2.2 Predatie van grondbroeders.....71
3.3.3 Bruine kiekendief..... 73
3.3.3.1 Leefwijze.....73
3.3.3.2 Predatie van grondbroeders.....74
3.3.4 Havik..... 75
3.3.4.1 Leefwijze.....75
3.3.4.2 Predatie van grondbroeders.....76
3.3.5 Sperwer.....77
3.3.5.1 Leefwijze.....77
3.3.5.2 Predatie van grondbroeders.....77
3.3.6 Slechtvalk..... 78
3.3.6.1 Leefwijze.....78
3.3.6.2 Predatie van grondbroeders.....79
3.3.7 Torenvalk.....80
3.3.7.1 Leefwijze.....80
3.3.7.2 Predatie van grondbroeders.....80
3.3.8 Blauwe kiekendief.....81

3.3.8.1 Leefwijze....81
3.3.8.2 Predatie van grondbroeders....82
3.4 Kraaiachtigen....83
3.4.1 Leefwijze....83
3.4.2 Habitat- en voedselkeuze....84
3.4.3 Predatie van grondbroeders....85
3.4.4 Impact van predatie....88
3.4.5 Variatie in predatiedruk....90
3.5 Overige predatorsoorten....92
3.5.1 Bruine rat....92
3.5.2 Blauwe reiger....95
3.5.3 Ooievaar....95
3.5.4 Meeuwen....96
**4. Doelsoorten....99**
4.1 Patrijs....99
4.1.1 Beschrijving....99
4.1.2 Stand en trend....100
4.1.3 Voorkomen in Vlaanderen....101
4.1.4 Predatie....101
4.1.4.1 Predatie adulten gedurende de broedperiode....101
4.1.4.2 Predatie adulten gedurende de winterperiode....102
4.1.4.3 Predatoren van adulte patrijzen....102
4.1.4.4 Predatie van nesten....103
4.1.4.5 Predatie van kuikens....103
4.1.4.6 Dichtheidsafhankelijke predatie....103
4.1.4.7 Impact predatie op populatiegroei....104
4.2 Grauwe gors....106
4.2.1 Beschrijving....106
4.2.2 Stand en trend....106
4.2.3 Voorkomen in Vlaanderen....106
4.2.4. Predatie....107
4.3 Veldleeuwerik....108
4.3.1 Beschrijving....108
4.3.2 Stand en trend....109
4.3.3 Voorkomen in Vlaanderen....109
4.3.4. Predatie....109
4.4 Kievit....111
4.4.1 Beschrijving....111
4.4.2 Stand en trend....111

4.4.3 Voorkomen in Vlaanderen ..... 112
4.4.4 Predatie ..... 112
4.5 Grutto ..... 114
4.5.1 Beschrijving ..... 114
4.5.2 Stand en trend ..... 114
3.5.3 Voorkomen in Vlaanderen ..... 114
4.5.4 Predatie ..... 115
4.6 Wulp ..... 115
4.6.1 Beschrijving ..... 115
4.6.2 Stand en trend ..... 116
4.6.3 Voorkomen in Vlaanderen ..... 116
4.6.4 Impact predatie ..... 117
4.7 Scholekster ..... 118
4.7.1 Beschrijving ..... 118
4.7.2 Stand en trend ..... 118
4.7.3 Voorkomen in Vlaanderen ..... 118
4.7.4 Predatie ..... 119
4.8 Tureluur ..... 119
4.8.1 Beschrijving ..... 119
4.8.2 Stand en trend ..... 120
4.8.3 Voorkomen in Vlaanderen ..... 120
4.8.4 Predatie ..... 120
4.9 Graspieper ..... 121
4.9.1 Beschrijving ..... 121
4.9.2 Stand en trend ..... 121
4.9.3 Voorkomen in Vlaanderen ..... 122
4.9.4 Predatie ..... 122
4.10 Kwartel ..... 123
4.10.1 Beschrijving ..... 123
4.10.2 Stand en trend ..... 124
4.10.3 Voorkomen in Vlaanderen ..... 124
4.10.4 Impact predatie ..... 124
4.11 Jaaroverzicht ..... 126
4.12 Predatie als limiterende factor ..... 129
**5. Maatregelen voor predatiebeheer ..... 131**
5.1 Inleiding ..... 131
5.2 Beslissingsboom om over te gaan tot predatiebeheer ..... 133
5.3 Gestructureerde besluitvorming, adaptief beheer en participatieve besluitvorming ..... 135
5.3.1 Gestructureerde besluitvorming (Structured Decision Making - SDM) ..... 135

5.3.2 Adaptief beheer..... 136
5.3.3 Participatieve besluitvorming..... 138
5.3.4 Scheiden van de inbreng van wetenschappelijke kennis, expertise, de inzet van beslissingstools en de inbreng van waardenkeuzes..... 140
5.4 Niet-letale en preventieve maatregelen..... 141
5.4.1 Biotoopbeheer..... 141
5.4.2 Alternatief voedsel aanbieden (‘Diversionary feeding’)..... 143
5.4.3 Negatieve conditionering..... 144
5.4.4 Predatorwerende omheining..... 145
5.4.5 Individuele nestbescherming met kooien of elektrische rasters..... 146
5.4.6 Chemische camouflage..... 147
5.4.7 Beperken van antropogene voedselbronnen..... 147
5.4.8 Sterilisatie van huiskatten..... 149
5.4.9. Wegvangen van zwerfkatten..... 149
5.4.10 Huiskatten afschermen van de buitenwereld..... 150
5.4.11 Beperken nestgelegenheid voor roofvogels..... 150
5.4.12 Wegvangen en verplaatsen van roofvogels..... 151
5.4.13 Akoestische afschrikmiddelen..... 151
5.4.14 Vruchtbaarheidscontrole..... 151
5.5 Letale maatregelen..... 152
5.5.1 Wel of niet letaal beheren..... 152
5.5.2 Wetgeving inzet letale maatregelen..... 152
5.5.3 Vos..... 156
5.5.3.1 Kast- en kooivallen..... 156
5.5.3.2 Betonbuisval..... 156
5.5.3.3 Drijfjacht..... 157
5.5.3.4 Loerjacht..... 157
5.5.4 Kraaiachtigen..... 158
5.5.4.1 Afschot..... 158
5.5.4.2 Trechterval en larsen-kooi..... 159
5.5.4.3 Andere maatregelen..... 160
5.5.5 Ratten..... 160
5.5.6 Marterachtigen..... 160
5.5.7 Roofvogels..... 160
5.5.8 Uitheemse soorten..... 161
5.5.9 Huiskat..... 161
**6. Monitoringsmethoden..... 163**
6.1 Opvolging van populatiegroottes en -trends..... 163
6.1.1 Algemeen..... 163

6.1.2 Populatiemonitoring van akker- en weidevogels..... 164
6.1.3 Populatiemonitoring van predatoren.....165
6.1.3.1 Vos..... 165
6.1.3.1.1 Directe telmethoden.....166
6.1.3.1.2 Indirecte telmethoden..... 169
6.1.3.2 Marterachtigen.....171
6.1.3.2.1 Algemeen..... 171
6.1.3.2.2 Sporenonderzoek..... 171
6.1.3.2.3 Monitoring met cameravallen.....172
6.1.3.2.4 Genetische monitoring..... 172
6.1.3.3 Roofvogels en kraaiachtigen.....173
6.1.3.3.1 Directe telmethoden.....173
6.1.3.3.2 Indirecte telmethoden..... 174
6.1.3.4 Ratten..... 175
6.1.3.4.1 Directe telmethoden.....175
6.1.3.4.2 Indirecte telmethoden..... 176
6.2 Monitoren van predatie..... 176
6.2.1 Nesten en eieren.....176
6.2.2 Kuikens..... 177
6.2.3 Juveniele en adulte dieren..... 177
6.3 Populatiedynamische kenmerken..... 178
**7. Aandachtspunten en valkuilen rond predatiebeheer.....180**
7.1 Met betrekking tot het beheer.....180
7.1.1 Schaal predatorbeheersing..... 180
7.1.2 Multisoortenbenadering predatiebeheer en adaptief beheer..... 180
7.1.3 Ziekteoverdracht..... 181
7.1.4 Referentiekader (shifting baselines)..... 182
7.1.5 Nulbeheer versus huidig beheer..... 183
7.2 Met betrekking tot monitoringstechnieken en interpretatie..... 185
7.2.1 Efficiëntie van maatregelen..... 185
7.2.2 Gebruik van cameravallen.....186
7.2.2.1 Monitoring van vogelnesten met cameravallen..... 186
7.2.2.2 Monitoring van vossenburchten met cameravallen..... 186
7.2.3 Gebruik van artificiële nesten..... 187
**8. Predatiebeheerplan en -strategieën.....188**
8.1 Algemeen.....188
8.1.1 Vos..... 189
8.1.1.1 Inzet niet-letale maatregelen.....189
8.1.1.2 Inzet letale maatregelen.....189

////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////

8.1.1.2.1 Mogelijke strategieën....189
8.1.1.2.2 Jaarronde reductie....190
8.1.1.2.3 Voorkomen van de populatiepiek....190
8.1.1.2.4 Reduceren van de populatiepiek....191
8.1.2 Kraaiachtigen....192
8.1.2.1 Inzet niet-letale maatregelen....192
8.1.2.2 Inzet letale maatregelen....193
8.1.2.2.1 Jaarrond reductie....193
8.1.2.2.2 Tijdelijke reductie....194
8.1.2.2.3 Selectieve verwijdering....196
8.1.3 Huiskat....196
8.1.4 Bruine rat....197
8.2 Predatiebeheer voor patrijs....198
8.2.1 Focus predatiebeheer....198
8.2.2 Relevante predatoren....198
8.2.3 Inzetbare maatregelen....199
8.2.3.1 Inzet niet-letale maatregelen....199
8.2.3.2 Inzet letale maatregelen....200
8.3 Predatiebeheer voor overige grondbroedende akkervogels....201
8.3.1 Focus predatiebeheer....201
8.3.2 Relevante predatoren....201
8.3.3 Inzetbare maatregelen....202
8.3.3.1 Inzet niet-letale maatregelen....202
8.3.3.2 Inzet letale maatregelen....203
8.4 Predatiebeheer voor grondbroedende weidevogels....203
8.4.1 Focus predatiebeheer....203
8.4.2 Relevante predatoren....204
8.4.3 Inzetbare maatregelen....204
8.4.3.1 Inzet niet-letale maatregelen....204
8.4.3.2 Inzet letale maatregelen....205
**9. Kennislacunes....207**
9.1 Predatorbeheersing van een deel van de betrokken predatoren....207
9.2 Afschotgegevens en jachtinspanning....207
9.3 Landschapsschaal en natuurlijkheid....208
9.4. Populatiedynamiek en ruimtegebruik kraaiachtigen....208
9.5 Effecten van een nulbeheer....209
9.6 Functionele en numerieke respons, additieve of compensatorische mortaliteit....211
9.7 Kennis kwartel....211
9.8 Effectiviteit van individuele maatregelen....212

9.9 Zoekgedrag predatoren..... 212
9.10 Afwegingskader verplaatsen roofvogels.....213
9.11 Opvolging van nieuwe generalistische predatoren..... 213
**10. Oorzaken van de achteruitgang van grondbroedende akker- en weidevogels..... 215**
10.1 Leefomgeving..... 215
10.2 Voedselbronnen..... 216
10.3 Ruimere context..... 217
**11. Rol van predatiebeheer.....218**
**12. Conclusies.....220**

# 1. Inleiding

## 1.1 Algemeen

Veel grondbroedende akker- en weidevogelsoorten in Vlaanderen vertonen negatieve populatietrends (Vermeersch *et al.*, 2020). Deze afname is niet enkel een Vlaams fenomeen maar wordt in heel Europa gezien als het gevolg van biodiversiteitsverlies (Donald *et al.*, 2001a). Als voornaamste reden wordt de intensivering van ons landbouwsysteem aangehaald, met habitatverlies en -degradatie voor grondbroedende akker- en weidevogels tot gevolg (Chamberlain *et al.*, 2000; Donald *et al.*, 2001a; Macdonald & Bolton, 2008a; Rigal *et al.*, 2023). Naast wijzigingen in teelten en technieken gaat het daarbij ook om een afname van structuurvariatie in het landschap (kleine landschapselementen), van de beschikbaarheid van voedsel (kruiden, zaden, ongewervelden) en van de kwaliteit ervan (primaire en secundaire intoxicatie door pesticiden) (Blösch *et al.*, 2023; Butler *et al.*, 2010; Newton, 2004).

Ook de rol van predatie op grondbroedende akker- en weidevogels wordt vaak aangehaald in deze problematiek (Bolton *et al.*, 2007; Roos *et al.*, 2018; Tapper *et al.*, 1996). Predatie is een sterk aandachtspunt binnen de jachtsector, waar predatorbeheersing als een centraal argument voor het faunabeheer wordt genoemd. Recenter wordt ook vanuit de natuurbehoudssector in bepaalde situaties predatorbeheersing toegepast of als mogelijke maatregel naar voor geschoven (RSPB, 2018). In hoeverre predatie de hoofdoorzaak van de achteruitgang van grondbroedende akker- en weidevogels is, dan wel de huidige negatieve trends versterkt, is voer voor discussie en heeft geleid tot een groot aantal wetenschappelijke onderzoeken (zie verder). De rol van onderlinge relaties tussen predatoren, variatie in predatiegevoeligheid van verschillende levensstadia van prooisoorten, de relatie van zowel predator als prooisoorten tot het landschap, etc. zijn aspecten die bijdragen tot de complexiteit van dit vraagstuk (Bolton *et al.*, 2007; Hoy *et al.*, 2015; Laidlaw *et al.*, 2015; Laux *et al.*, 2022; Roos *et al.*, 2018).

Verschillende predatorsoorten hebben de afgelopen decennia een comeback gemaakt (bv. vos, steenmarter, kraaiachtigen), of zijn actueel aan een comeback bezig (bv. boommarter, havik). De meeste van deze soorten waren in Vlaanderen tot voorkort (zeer) zeldzaam tot geheel afwezig door toedoen van de mens: onrechtstreeks via bv. doorwerking van pesticiden (o.a. DDT), of rechtstreeks door een gericht (historisch) uitroeiingsbeleid. Hun populatieherstel is het resultaat van een gewijzigd faunabeleid en actieve beschermingsmaatregelen.

Aangezien habitatverlies en -degradatie aan de basis liggen van de achteruitgang van de grondbroedende akker- en weidevogels, ligt de sleutel tot een duurzaam herstel van deze populaties in het herstel van hun leefgebied. De huidige inspanningen hiervoor blijken onvoldoende om voor een kentering te zorgen. In deze context stelt zich dan ook de vraag in welke mate predatiebeheer

ingezet kan worden als bijkomende maatregel, minstens tot de leefgebieden voldoende hersteld zijn (Fletcher *et al.*, 2010; McMahon *et al.*, 2020, 2024).

Het is belangrijk om een onderscheid te maken tussen *predatiebeheer* waarmee we in dit rapport doelen op het geheel aan maatregelen (zowel letaal als niet-letaal) om predatiedruk te verlagen, en *predatorbeheersing* waarmee we doelen op het controleren van het aantal predatoren a.d.h.v. letale maatregelen. Predatorbeheersing kan dus een onderdeel zijn van een breder predatiebeheer.

Predatiebeheer, en meer in het bijzonder predatorbeheersing, is vaak een controversieel onderwerp, o.a. omdat niet alle methoden even effectief, selectief of diervriendelijk zijn, letale maatregelen niet door iedereen worden aanvaard, wetgeving een impact heeft op de inzetbaarheid van mogelijke maatregelen, verstoring van de predatorgemeenschap ziekteverspreiding kan bevorderen, etc. (Bolton *et al.*, 2007; Malpas *et al.*, 2013; Martin *et al.*, 2010; Smith *et al.*, 2010). De focus van dit rapport beperkt zich tot de ecologische aspecten van predatiebeheer, in het bijzonder met betrekking tot de impact van predatie en de effectiviteit van predatiebeheer op het herstel van de doelpopulaties, namelijk de grondbroedende akker- en weidevogels. Ethische bedenkingen, die vooral spelen bij predatorbeheersing, maatschappelijke visies en economische aspecten worden in dit rapport niet besproken, al bepalen deze eveneens mee de invulling van predatiebeheer.

## 1.2 Aanleiding rapport

De invloed van predatoren op grondbroedende akker- en weidevogels is complex, en de effectiviteit van predatiebeheer variabel. Daarom is er voor Vlaanderen nood aan een oriënterend overzicht van de bestaande kennis. Om die reden werd door het Agentschap voor Natuur en Bos (ANB), in het kader van de doelstellingen van het Vlaamse Jachtfonds, aan het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) gevraagd om een literatuuronderzoek uit te voeren naar ‘de effecten van predatie op grondbroedende akker- en weidevogelpopulaties en hoe mogelijk negatieve effecten te remediëren’. Dit rapport is het resultaat van het uitgevoerde onderzoeksproject.

Het eerste luik van dit onderzoeksproject is een literatuurstudie betreffende wetenschappelijk onderzoek naar verschillende predatoren en hun mogelijke impact op grondbroedende akker- en weidevogels in het algemeen, maar ook specifiek met betrekking tot het Vlaamse landschap. Hiervoor werd de internationale wetenschappelijke literatuur doorgenomen om de toepasselijkheid en betekenis ervan voor de Vlaamse situatie in te schatten.

Het tweede luik omvat een bespreking van mogelijke maatregelen om de effecten van predatie te remediëren. Zowel letale als niet-letale methoden worden besproken. De voor- en nadelen, aandachtspunten en randvoorwaarden voor toepassing van de maatregel worden telkens toegelicht, steeds in de Vlaamse context. Naast de maatregelen worden verschillende strategieën besproken waarbinnen de maatregelen kunnen worden toegepast om tot een effectief predatiebeheer te komen. We wijzen ook op enkele belangrijke aandachtspunten voor de uitwerking van een predatiebeheerplan of het onderzoeken van predatie.

Het derde luik van dit rapport behandelt kennislacunes die als basis kunnen dienen voor toekomstige projecten. Er wordt ook ingegaan op verschillende monitoringsmethoden die in deze context kunnen worden ingezet.

## 1.3 Definities en achtergrond

In dit rapport hanteren we onderstaande definities.

- Aankorrelplaats: plaatsen in de buurt van jachtkansels waar lokvoer wordt aangeboden voor everzwijnen. Het aanleggen van een aankorrelplaats voor everzwijnen is beperkt tot één plaats per 50 hectare jachtterrein, en moet volgens de wettelijke bepalingen gebeuren. Everzwijnen mogen gelokt worden met graan, maïs en vruchten van inheemse bomen. Er mag een volume van 1 liter gebruikt worden, en het lokvoer mag niet bereikbaar zijn voor andere dieren. Aankorrelplaatsen moeten gemeld worden aan Natuur en Bos.

- Additieve mortaliteit: wanneer predatie in een populatie extra sterfte toevoegt aan de populatie, dus bovenop andere natuurlijke mortaliteit door bv. ziektes of competitie.

- Akkervogel: vogelsoort die typisch is voor landbouwgebied maar geen weidevogel is, en dus niet in hoofdzaak gebonden is aan natte graslanden.

- Broedsucces: het percentage of aantal jongen dat uitvliegt vanuit een nest, afgezet tegen het totale aantal gelegde eieren of begonnen nesten. Het broedsucces wordt m.a.w. bepaald aan de hand van het nestsucces en de overleving van de jongen tot het verlaten van het nest. In het kader van grondbroedende akker- en weidevogels betekent een hoog broedsucces dat een groot deel van de eieren of kuikens de nestfase overleeft en uitvliegt, ondanks bedreigingen zoals predatie, weersomstandigheden en menselijke verstoring.

- Carnivoren: vertegenwoordigers van de orde Carnivora (zoogdieren), ook wel roofdieren genoemd. Merk op dat alle besproken predatoren in dit rapport ten minste gedeeltelijk carnivoor (vleesetend) zijn in de functionele betekenis.

- Compensatorische mortaliteit: wanneer predatie in een populatie de sterfte compenseert (vervangt) die ook zonder predatie zou optreden, bv door ziekte of competitie.

- Dispersie-sink: situatie waarin de lokale populatie enkel kan standhouden via immigratie, omdat de sterfte binnen het gebied dusdanig groot is dat het niet meer kan gecompenseerd worden door geboorte.

- Ecologische val: situatie die ontstaat wanneer een soort een habitat verkiest dat op basis van omgevingsfactoren geschikt lijkt, maar in werkelijkheid van onvoldoende kwaliteit is. Dit bijvoorbeeld kan gaan om een gebrekkig voedselaanbod of een verhoogd predatierisico.

- Gestructureerde besluitvorming of structural desision making (SDM): is een systematische en transparante methode om complexe beslissingen te nemen. Het combineert wetenschappelijke kennis, belanghebbendenperspectieven en beslissingsanalyses. SDM helpt bij het expliciet definiëren van doelen, het identificeren van alternatieven, het evalueren van gevolgen en het afwegen van trade-offs.

- Grondbroeder: vogelsoort die zijn nest op de grond maakt, al dan niet verscholen tussen vegetatie.

- Grondpredator: niet-vliegende predator.

- Huiskat: een gedomesticeerde soort kat (*Felis catus*). Zwerfkatten, verwilderde katten en katten gehouden als huisdier zijn allemaal huiskatten. De term heeft niks te maken met het al dan niet hebben van een 'thuis' of een eigenaar.

- Hyperpredatie: het overmatig optreden van predatie ten gevolge van een onnatuurlijke (door de mens veroorzaakte) predatordichtheid, waarbij de aantallen niet gelimiteerd worden door territorialiteit.

- Intraguild predatie: ecologisch fenomeen waarbij soorten predatoren die tot dezelfde groep ('gilde') behoren (bv. roofvogels, carnivore zoogdieren) niet alleen om dezelfde hulpbronnen concurreren, maar ook elkaar kunnen prederen. Verschuivingen binnen die 'gilde' aan predatoren kunnen gevolgen hebben voor de predatiedruk op een prooisoort.

- Klucht: familiegroep van patrijzen die bestaat uit ouderparen, hun jongen en soms andere ongepaarde volwassen vogels.

- Letale maatregelen: maatregelen met als doel om een geviseerde soort te doden.

- Mesopredator release effect: ecologische fenomeen waarbij middelgrote predatoren (mesopredatoren) in aantal toenemen wanneer hun grotere natuurlijke vijanden (toppredatoren) verdwijnen of afnemen.

- Najaarsstand: het aantal individuen van een soort dat in het najaar in een gebied aanwezig is. Dit zijn dus zowel de adulten die aan het broedproces hebben deelgenomen, hun jongen en de individuen die niet hebben gebroed.

- Nestsucces: de mate waarin een nest erin slaagt om minstens één ei uit te laten komen of minstens één jong groot te brengen tot het moment van uitvliegen. Het wordt vaak uitgedrukt als het percentage van alle onderzochte nesten waarin minimaal één kuiken het nest verlaat.

- Niet-letale maatregelen: directe of indirecte maatregelen om predatie te voorkomen niet door het doden van de predator maar door de predator buiten te houden, door het predatoren moeilijker te maken om hun prooi te vinden of te vangen, door alternatief voedsel aan te bieden, of door predatoren af te schrikken en dergelijke.

- Predatie: het doden van een prooi door een predator. Voor grondbroedende akker- en weidevogels verwijst predatie specifiek naar het consumeren van eieren of doden van kuikens of volwassen vogels.

- Predatiebeheer (in het Engels: predator management): maatregelen om de predatiedruk op de prooisoort te verlagen (letale en niet-letale maatregelen, biotoopbeheer, etc.).

- Predatiedruk: het percentage van de prooisoortpopulatie dat sterft aan predatie. Deze predatiedruk kan zowel berekend worden voor de combinatie van alle predatoren samen, als voor één specifieke predator.

- Predator: een dier dat zich voedt door het vangen en doden van andere dieren (= predatie van de prooi), met als doel het als voedselbron te consumeren. In de context van dit rapport beschouwen we als prooi de eieren, jongen of volwassen individuen van op de grond broedende vogelsoorten in agrarische landschappen zoals akkers en weilanden. Predatoren van deze prooien zijn (quasi) obligate predatoren zoals vossen, marters en roofvogels, maar ook opportunistische predatoren van eieren of jonge vogels zoals kraaiachtigen en andere omnivoren. Het eten van aas (= dier niet door de predator zelf gedood) wordt niet als predatie beschouwd.

- Predatorbeheersing (in het Engels: predator control): het controleren van het aantal predatoren door middel van letale maatregelen.

- Prooi: een levend dier dat gevangen en gedood wordt door een predator, en als voedselbron dient voor die predator en/of zijn/haar partner of jongen. De prooi kan zich eventueel nog in de eifase bevinden. Afhankelijk van de context wordt met ‘prooi’ een individu of een (prooi)soort bedoeld.

- Surpluskilling: het doden van - soms grote aantallen - prooien niet gestuurd vanuit een rechtstreekse hongerrespons, maar veeleer vanuit een jachtinstinct.

- Toppredator: een predator die aan de top van de voedselpiramide of voedselketen staat en hierdoor normaal gesproken geen prooi is voor andere dieren.

- Verwilderde kat: ecologisch gezien zijn verwilderde katten huiskatten (*Felis catus*) die verwilderen en compleet onafhankelijk van de mens leven. Ze komen voor in lage dichtheden en hebben territoria vergelijkbaar met deze van wilde kat (*Felis sylvestris*) en andere inheemse middelgrote roofdieren. In de Vlaamse jachtwetgeving krijgt de term 'verwilderde kat' een andere invulling. Volgens het jachtopeningsbesluit mag een jager een gevangen huiskat als een 'verwilderde kat' beschouwen als deze niet gechipt is of geen halsband of ander kenmerk heeft dat wijst op een eigenaar. Dit kunnen dus ook zwerfkatten of niet gechipte huisdieren zijn.

- Voorjaarsstand: het aantal paren of territoriale mannetjes die broedgedrag vertonen in een gebied, onafhankelijk van het feit of het broedsel succesvol is of niet. In vele gevallen gaat het om het aantal territoria, maar voor niet-territoriale soorten (bv. kolonievogels) telt het aantal nestelende paren. De aanwezige dieren die niet deelnemen aan de voortplanting (te jong, te oud, geen partner, geen territorium, …) worden hier al dan niet bij meegeteld.

- Vrijlopende huiskat: elke huiskat die in de vrije natuur rondloopt, ongeacht of het een zwerfkat, verwilderde kat of een huisdier betreft.

- Weidevogel: vogelsoort die broedt in vochtige tot natte, open graslandgebieden met een rijk bodemleven, veelal doorsneden met sloten en poelen met modderige oevers. Buiten het broedseizoen kunnen ook andere biotopen benut worden (bv. slikken en schorren, akkers). Typische soorten zijn grutto, tureluur, wulp, graspieper en slobeend. Al deze soorten zijn grondbroeders.

- Zwerfkat: de wat misleidende term 'zwerfkat' omvat zowel gedumpte, achtergelaten huisdieren, als in het wild geboren dieren. Dergelijke zwerfkatten gaan zich wel degelijk ergens vestigen, maken vaak nog gebruik van door mensen aangebracht voedsel en komen dikwijls in groepen of concentraties voor.

## 1.4 Soortenlijst

In dit rapport zal voor soortnamen enkel de Nederlandse benaming worden gebruikt. Hieronder wordt een overzicht gegeven van de wetenschappelijke naam bij elk van de Nederlandse soortnamen.

- **Adder** (*Vipera berus*)
- **Amerikaanse marter** (*Martes americana)*
- **Amerikaanse nerts** (*Neogale vison*)
- **Blauwe kiekendief** (*Circus cyaneus*)
- **Blauwe reiger** *(Ardea cinerea)*
- **Boommarter** (*Martes martes*)
- **Bonte kraai** (*Corvus cornix*)
- **Bosuil** (*Strix aluco*)
- **Bunzing** (*Mustela putorius*)
- **Buizerd** (*Buteo buteo*)
- **Bruine kiekendief** (*Circus aeruginosus*)
- **Bruine rat** (*Rattus norvegicus*)
- **Das** (*Meles meles*)
- **Dwergarend** (*Hieraaetus pennatus*)
- **Egel** (*Erinaceus europaeus*)
- **Ekster** (*Pica pica*)
- **Europese haas** (*Lepus europaeus*)
- **Europese rode eekhoorn** (*Sciurus vulgaris*)
- **Everzwijn** (*Sus scrofa*)
- **Fret** (*Mustela furo*)
- **Gaai** (*Garrulus glandarius*)
- **Geelgors** (*Emberiza citrinella*)
- **Geelpootmeeuw** (*Larus michahellis*)
- **Gele kwikstaart** (*Motacilla flava*)
- **Giervalk** (*Falco rusticolus*)
- **Goudplevier** (*Pluvialis apricaria*)
- **Goudjakhals** (*Canis aureus*)
- **Graspieper** (*Anthus pratensis*)
- **Grauwe kiekendief** (*Circus pygargus*)
- **Grauwe klauwier** (*Lanius collurio*)
- **Grijze eekhoorn** (*Sciurus carolinensis*)
- **Grote stern** (*Thalasseus sandvicensis*)
- **Grutto** (*Limosa limosa*)
- **Hagedisslang** (*Mapolon monspessulanus*)
- **Havik** *(Astur gentilis*)
- **Havikarend** (*Aquila fasciata*)
- **Hazelhoen** (*Tetrastes bonasia*)
- **Heggenmus** (*Prunella modularis*)
- **Hermelijn** (*Mustela erminea*)
- **Huiskat** (*Felis catus*)
- **Huismuis** (*Mus musculus*)
- **Huismus** (*Passer domesticus*)
- **Japanse kwartel** (*Coturnix japonica*)
- **Kauw** (*Coloeus monedula*)
- **Kerkuil** (*Tyto alba*)
- **Kievit** (*Vanellus vanellus*)
- **Kleine mantelmeeuw** (*Larus fuscus*)
- **Kleine plevier** (*Charadrius dubius*)
- **Kokmeeuw** (*Chroicocephalus ridibundus*)
- **Koperwiek** (*Turdus iliacus*)
- **Korhoen** (*Lyrurus tetrix*)
- **Kuifeend** (*Aythya fuligula*)
- **Kwartel** (*Coturnix coturnix*)
- **Lepelaar** (*Platalea leucorodia*)
- **Lynx** (*Lynx lynx*)
- **Marmeralk** (*Brachyramphus marmoratus*)
- **Moerassneeuwhoen** (*Lagopus lagopus*)
- **Oehoe** (*Bubo bubo*)
- **Ooievaar** (*Ciconia ciconia*)
- **Otter** (*Lutra lutra*)
- **Patrijs** (*Perdix perdix*)
- **Raaf** (*Corvus corax*)
- **Roodborst** (*Erithacus rubecula*)
- **Rode patrijs** (*Alectoris rufa*)
- **Rode wouw** (*Milvus milvus*)

- **Roek** (*Corvus frugilegus*)
- **Schots sneeuwhoen** (*Lagopus scotica*)
- **Slechtvalk** (*Falco peregrinus*)
- **Slobeend** (*Spatula clypeata*)
- **Smelleken** (*Falco columbarius*)
- **Sperwer** (*Accipiter nisus*)
- **Staartmees** (*Aegithalos caudatus*)
- **Steenarend** (*Aquila chrysaetos)*
- **Steenmarter** (*Martes foina*)
- **Stormmeeuw** (*Larus canus*)
- **Torenvalk** (*Falco tinnunculus*)
- **Tureluur** (*Tringa totanus*)
- **Veldleeuwerik** (*Alauda arvensis*)
- **Veldmuis** (*Microtus arvalis*)
- **Vos** (*Vulpes vulpes*)
- **Vossenlintworm** (*Echinococcus multilocularis*)
- **Waaierhoen** (*Centrocercus urophasianus*)
- **Wasbeer** (*Procyon lotor*)
- **Wasbeerhond** (*Nyctereutes procyonoides*)
- **Watersnip** (*Gallinago gallinago*)
- **Wezel** (*Mustela nivalis*)
- **Wilde kat** (*Felis silvestris*)
- **Wilde eend** (*Anas platyrhynchos*)
- **Woestijnschildpad** (*Gopherus agassizii*)
- **Wolf** (*Canis lupus*)
- **Wulp** (*Numenius arquata*)
- **Zandhagedis (***Lacerta agilis)*
- **Zilvermeeuw** (*Larus argentatus*)
- **Zwarte kraai** (*Corvus corone*)
- **Zwartkopmeeuw** (*Ichthyaetus melanocephalus*)
- **Zwarte rat** (*Rattus rattus*)

## 1.5 Doelsoorten

De doelsoorten van dit rapport zijn de grondbroedende akker- en weidevogels in Vlaanderen.

*Weidevogels* broeden in vochtige tot natte, open graslandgebieden, veelal doorsneden met sloten en poelen met modderige oevers. Buiten het broedseizoen kunnen weidevogels ook andere biotopen gebruiken (bv. slikken en schorren, akkers). Typische soorten zijn grutto, tureluur, wulp en graspieper. Al deze soorten zijn grondbroeders. Kievit en scholekster halen hun hoogste dichtheden in weidevogelgebieden, maar broeden ook op akkers. Ze zijn dus zowel weide- als akkervogels.

*Akkervogels* zijn typische vogelsoorten voor landbouwgebied, maar zijn geen weidevogel, en zijn dus niet in hoofdzaak gebonden aan natte graslanden. Akkers maken deel uit van het leefgebied, soms zelfs dominant, maar nooit uitsluitend. Alle soorten hebben daarnaast een binding met aanwezige kleine landschapselementen zoals hagen of ijle bloemrijke bermen. Het onderscheid tussen akker- en weidevogels is vooral pragmatisch, in functie van de beschermingsmaatregelen die grondig verschillen tussen beide groepen. Typische akkervogels zijn veldleeuwerik, patrijs, kwartel, gele kwikstaart, geelgors en grauwe gors. Kievit en scholekster halen de hoogste dichtheden in de betere weidevogelgebieden, maar daarbuiten broeden deze soorten vooral op akkers in de nabijheid van grasland. Die graslanden en kleine landschapselementen blijven nodig als foerageergebied en dekking voor hun kuikens, en als brongebied van ongewervelden die van daaruit akkers kunnen

(her)koloniseren. De meeste akkervogels broeden ook in de betere weidevogelgebieden, en soms in hogere dichtheden dan in akkergebied. Meerdere akker- als weidevogels komen ook op natte heide en schorgebieden voor. De meeste akkervogelsoorten broeden op de grond (bv. veldleeuwerik, patrijs, kwartel, gele kwikstaart, grauwe gors), de overige in struiken en bomen (bv. geelgors, kneu, ringmus, zomertortel, …). Alle soorten zoeken hun voedsel op de grond, in landbouwgewassen of in ruigtekruiden.

We beschouwen de volgende soorten hierdoor als doelsoorten van dit rapport: de akkervogels patrijs, grauwe gors, veldleeuwerik, graspieper en kwartel, en de weidevogels kievit, grutto, wulp, scholekster en tureluur. Voor de nog wijdverspreide gele kwikstaart kan wat predatie betreft naar graspieper gekeken worden. Hun leefgebied en leefwijze overlappen in grote mate. Gele kwikstaart gedijt wel beter in een intensief, open agrarisch landschap.

# 2. Impact predatoren

## 2.1 Inleiding: aanpak literatuurstudie

De impact van predatie op akker- en weidevogels werd binnen Europa reeds intensief bestudeerd. De neerslag van de vele studies geeft de mogelijkheid om een beter beeld te krijgen van experimentele onderzoeksopzet, gevonden effecten van predatorbeheersing, impacten onder verschillende soortensamenstellingen, etc. In de zoektocht naar relevante literatuur werd gefocust op studies met gelijkaardige soortensamenstellingen alsook vergelijkbare ecologische omstandigheden (geografisch, klimatologisch, etc.) aan de situatie in Vlaanderen. Er werden A1-artikels, reviews, wetenschappelijke rapporten en boeken in beschouwing genomen. Hierbij dient opgemerkt te worden dat niet alle beschikbare studies eenzelfde onderzoekskwaliteit kunnen voorleggen. Zo bieden monitoringsstudies waarbij correlaties tussen predator- en prooidensiteiten worden onderzocht zonder experimentele ingrepen een lagere zekerheid aan onderzoeksresultaten dan experimentele onderzoeken waarbij er effectief predatorbeheersing werd uitgevoerd (Evans, 2004; Nicoll & Norris, 2010; Roos *et al.*, 2018). Tegengestelde populatietrends van predatoren en prooisoorten, die in dergelijke monitoringsstudies werden onderzocht, kunnen even informatief zijn als experimentele studies met betrekking tot de geobserveerde impact (Madden *et al.*, 2015), maar duiden niet noodzakelijk op een causaal verband (Ainsworth *et al.*, 2016; Newson *et al.*, 2010a, 2010b; Roos *et al.*, 2018). Daarom zullen we voor het aangehaald onderzoek in hoofdstuk 2.3 waarin uitspraken worden gedaan over het effect van predatoren op prooipopulaties of over het effect van predatiebeheer, een kwaliteitslabel vermelden volgens de principes beschreven in Tabel 1. Dit kwaliteitslabel is gebaseerd op de review van Roos *et al.* (2018) waarbij een aantal elementen zoals het uitvoeren van experimentele ingrepen, vergelijking tussen gebieden, etc. in rekening worden gebracht.

Tabel 1: Onderverdeling van onderzoeksopzet naar wetenschappelijke kwaliteit.

| Type onderzoek | Betekenis | Kwaliteitslabel |
|---|---|---|
| **Monitoringsstudies** | Correlaties zonder experimentele ingrepen | * |
| **Vergelijkingsstudies** | Trends in verschillende gebieden met verschillende densiteit zonder experimentele ingrepen | ** |
| **Experimentele studies** | Experimenteel onderzoek met predatiebeheer | *** |
| **Reviews** | Bestaande kennis over een onderwerp samenvatten en analyseren om inzicht te geven in de huidige stand van onderzoek en belangrijke bevindingen, trends, en kennislacunes bloot te leggen | **** |
| **Meta-analyses** | Statistische techniek om resultaten uit meerdere vergelijkbare studies te combineren en analyseren om tot een meer betrouwbare en kwantitatieve conclusie te komen | ***** |

## 2.2 Belang predatoren in een ecosysteem

Predatoren spelen een essentiële rol in ecosystemen door processen zoals populatiecontrole, selectieve druk, energieoverdracht en het behoud van biodiversiteit. Deze functies vormen de basis voor gezonde en veerkrachtige ecosystemen.

### 2.2.1 Populatiecontrole en selectieve druk

Predatoren helpen bij het reguleren van prooipopulaties, wat voorkomt dat bepaalde soorten overmatig concurreren voor hulpbronnen, zoals voedselbronnen. Dit fenomeen werd bijvoorbeeld onderzocht door Ripple *et al.* (2014), die aantoonden dat het verdwijnen van predatoren kan leiden tot groeiende populaties van prooidieren, wat negatieve gevolgen heeft voor vegetatie en habitats (vb: zeeotters en hun regulerende effect op de zee-egel-zeewier wisselwerking). Daarnaast vormen predatoren een vorm van selectieve druk. Door zwakke of zieke individuen te elimineren (hoewel niet in alle gevallen, zie Richards *et al.* (2022)), bevorderen ze de gezondheid van prooipopulaties (Brandell *et al.*, 2022; Johnson & Belk, 2020; Preisser & Bolnick, 2008).

### 2.2.2 Structuur van ecosystemen en trofische cascades

Predatoren spelen een belangrijke rol in de structuur van ecosystemen door trofische cascades te veroorzaken. Met een trofische cascade wordt een ecologisch proces bedoeld dat begint aan de top van de voedselketen en letterlijk tot aan de bodem doorwerkt. Het onderzoek van Estes *et al.* (2011) beschrijft hoe de afwezigheid van toppredatoren leidt tot verstoringen in voedselketens, die de biodiversiteit en ecosysteemstabiliteit ondermijnen. Een iconisch voorbeeld is de herintroductie van wolven in Yellowstone, waarbij de predatie op wapitiherten leidde tot een herstel van vegetatie, wat op zijn beurt gunstig was voor andere soorten zoals bevers en zangvogels (Beschta & Ripple, 2016; Ripple & Beschta, 2012) maar ook in andere locaties en soortensamenstellingen is het effect van trofische cascades onderzocht (Beschta & Ripple, 2009; Whitworth *et al.*, 2022).

### 2.2.3 Energieoverdracht en nutriëntenkringlopen

Predatoren dragen bij aan de energieoverdracht binnen ecosystemen door voedingsstoffen en energie van lagere naar hogere trofische niveaus over te brengen. Daarnaast speelt predatie een rol in de nutriëntenkringlopen door biologische resten en afvalstoffen terug te brengen naar de bodem, waar ze opnieuw beschikbaar worden voor planten. Deze kringloop van voedingsstoffen en de rol van predatoren hierin is essentieel voor de productiviteit en biodiversiteit van het ecosysteem (Leroux & Schmitz, 2015; Schmitz *et al.*, 2010).

### 2.2.4 Biodiversiteit

Predatoren hebben een sterke impact op de biodiversiteit door de populaties van dominante soorten in toom te houden. Dit creëert ruimte voor andere soorten om te floreren, wat leidt tot een grotere soortenrijkdom. Zo kan het verlies van grotere predatoren leiden tot een afname van de biodiversiteit en het ontstaan van mesopredator-releases (zie verder)(Letnic *et al.*, 2012; Natsukawa & Sergio, 2022). Omgekeerd kan het verschijnen van een nieuwe toppredator (bv. wolf, oehoe) ook aanleiding geven tot lokale verschuivingen in de dichtheden en verscheidenheid aan andere predatoren (zie ook 2.2.2).

### 2.2.5 Controle van plaag- en pestsoorten

De meeste predatoren van akker- en weidevogels in Vlaanderen zijn generalisten. Enkel torenvalk en wezel kunnen als muizenspecialist bestempeld worden, al kunnen ze in jaren met weinig muizen overschakelen op andere kleine prooien (Dochy & Hens, 2005). Typisch voeden generalistische predatoren zich vooral met de meest beschikbare prooisoorten. Dit kan per gebied of seizoen variëren. Predatoren kunnen daarom een belangrijke rol spelen bij controle van plaag- of pestsoorten waardoor zowel economische als ecologische schade veroorzaakt door die soorten kan worden beperkt (Boldorini *et al.*, 2024; Diaz-Siefer *et al.*, 2022; Garcia *et al.*, 2020). De predatoren die in dit rapport aan bod komen, kunnen een impact hebben op plagen van bijvoorbeeld muizen (alle predatoren), ratten (de meeste grotere predatoren), duiven (slechtvalk, sperwer, havik en hun eieren/jongen door kraaiachtigen, katten en ratten), emelten en engerlingen (kraaiachtigen).

### 2.2.6. Predatoren en ziektes (zoönosen)

Predatoren ruimen vaak zieke en verzwakte dieren op, omdat deze zich makkelijker laten vangen. In het geval van bijvoorbeeld vogelgriep kunnen ze dan zelf ook slachtoffer worden (bijvoorbeeld slechtvalk, zie Boele *et al.* (2024)). Indien de predator zelf immuun is, vermindert dit het aantal besmettelijke dieren (vectoren). Door predatie op muizen wordt het aanbod aan tussengastheren voor teken - die de ziekte van Lyme kunnen verspreiden - verminderd. De predatoren kunnen zelf ook drager zijn van ziektes. Een voorbeeld is de vossenlintworm. Jiguet (2020) stelde in een literatuuronderzoek vast dat het kiezen voor een grootschalige verdelging van predatoren zoals vossen, kraaien of dassen, meestal geen tot vrijwel geen effect had op het terugdringen van zoönosen, tot zelfs een omgekeerd effect, door allerhande ecologische en populatiedynamische terugkoppelingsmechanismen (zie 7.1.3).

## 2.3 Studies met betrekking tot effecten van predatie en predatiebeheer

Hoewel veel studies betrekking hebben op de invloed van predatoren op vogelsoorten, beantwoorden niet alle studies effectief een onderzoeksvraag waarin het effect van *predatie* op

grondbroedende akker- en weidevogels of het effect van predator*beheersing* werd onderzocht. Daarom wordt in dit deel enkel een oplijsting gemaakt van studies die betrekking hebben op onderzoek naar het effect van predatie (Tabel 2 voor individuele onderzoeken en Tabel 3 voor reviews), en naar het effect van predatorbeheersing (Tabel 4). Bij elke studie wordt vermeld welke predator en prooisoorten werden onderzocht, wat de locatie van de studie is en het gevonden effect. Hierbij wordt telkens het kwaliteitslabel toegevoegd.

In individuele onderzoeken naar het effect van een predator op prooisoorten zien we bijna uitsluitend monitoringstudies (*) en vergelijkingsstudies (**). Er worden zowel negatieve als onduidelijke/afwezige effecten van predatie op vogelpopulaties gevonden. Bij studies waarbij effectief predatorbeheersing wordt toegepast (***), merken we een grote variatie van vastgestelde effecten. Positieve effecten in broedsucces werden regelmatig gevonden maar een verder effect op de toename van broedpopulaties zelf (voorjaarsstand) wordt weinig vermeld. Het gebrek aan langdurig effect wordt meermaals aangehaald. Ook de reviews (****) komen niet tot een eenduidig verband van het effect van predatie op prooipopulaties. Effecten van predatie zijn afhankelijk van het type prooi, gemeten parameters (broedsucces, najaarspopulatie, etc.), prooidensiteiten, tijdsduur van onderzoeken, het aantal predatorsoorten dat wordt gecontroleerd, de datakwaliteit en -kwantiteit, gebiedscontext, methode van predatorbeheersing, etc. (Aebischer *et al.*, 2016; Holt *et al.*, 2008; Nicoll & Norris, 2010; Van der Wal & Teunissen, 2018).

Door een grote diversiteit aan maatregelen, betrokken predatoren, duurtijd, parameters, omgevingsfactoren en wettelijke kaders in de verschillende onderzoeksgebieden is het niet altijd mogelijk om studieresultaten door te trekken naar de Vlaamse situatie. Het is dus niet mogelijk eenduidige conclusies te trekken over het effect van bepaalde predatoren op akker- en weidevogels. Het effect van predatie en/of predatiebeheer is een complex vraagstuk en erg situatieafhankelijk waardoor maatwerk op gebiedsniveau is aangewezen (Van der Wal & Teunissen, 2018). Hiermee wordt bedoelt dat elke potentieel problematische situatie individueel moet worden geanalyseerd en er een aantal afwegingen moeten worden gemaakt vooraleer kan worden besloten of predatie effectief een negatieve impact heeft op aanwezige akker- en/of weidevogels, en of predatiebeheer of predatorbeheersing een aangewezen maatregel is. Het is hierbij van belang duidelijkheid te hebben over de beoogde doelstelling, zoals extra bescherming in functie van het behoud van de prooisoort, dan wel een mogelijke ‘oogst’ van de prooisoort in het najaar. Verder in dit rapport wordt teruggekomen op een afwegingskader dat hierbij kan helpen. Eerst wordt een reeks andere factoren die bij predatie een belangrijke rol kunnen spelen, belicht.

Tabel 2: Onderzoeken naar het effect van predatie op vogelsoorten.

| Onderzoek | Label | Locatie | Predatorsoorten | Vogelsoorten | Effect predatie | Periode | Onderzoek | Opmerking |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Amar *et al.* (2008)** | * | Schotland | blauwe kiekendief | veldleeuwerik, graspieper, wulp, kievit, goudplevier | negatief effect graspieper goudplevier onduidelijk geen effect waadvogels | mei-juni | correlaties o.b.v. nesttellingen en transect-tellingen | |
| **Amar *et al.* (2010)** | * | Verenigd Koninkrijk | raaf | kievit, goudplevier, wulp, bonte strandloper, watersnip | geen effect predatie | april-juli | correlaties historische verspreiding en tellingen | |
| **Beinlich (2012)** | * | Duitsland | wasbeer | kleine plevier | negatief | nestperiode | kwalitatieve beschrijving | geen A1 publicatie |
| **Grant *et al.* (1999)** | * | Noord Ierland | vos, roofvogels, andere zoogdieren | wulp | negatief effect predatie vooral door roofvogels | nestperiode + opvolging kuikens | nestsucces a.d.h.v. wassen eieren | geen onderscheid in soorten predatoren |
| **Green & Etheridge (1999)** | ** | Schotland | vos | blauwe kiekendief | geen effect | nestperiode | nestsucces in verschillend management gebieden | |
| **Lindström *et al.* (1994)** | *** | Zweden | vos | veldmuizen, sneeuwhaas, Europese haas, auerhoen, korhoen, hazelhoen, ree | negatief effect predatie op hoenderen, hazen en reeën | beide | natuurlijk experiment na afname vossen door schurftuitbraak | |
| **Nummi *et al.* (2019)** | *** | Finland | wasbeerhond | kievit, bruine kiekendief, wilde eend, fuut, smient, knobbelzwaan, meerkoet | negatief effect predatie broedvogelgemeenschap | nestperiode | nestsucces in jaren zonder vs. jaren met predatorbeheersing | kievit: hoger broedsucces na verwijdering predator, maar aantallen laag |
| **Teunissen *et al.* (2005)** | ** | Nederland | 15 soorten predatoren | kievit, grutto | negatief effect predatie op legsels | nestperiode | monitoring in 17 gebieden | |
| **Thirgood *et al*. (2000)** | * | Schotland | blauwe kiekendief, slechtvalk | Schots sneeuwhoen | negatief effect predatie op densiteit | juli | modelstudie | |
| **Thomson *et al.* (1998)** | * | Verenigd Koninkrijk | sperwer, ekster | zangvogels | geen effect | jaarrond | historische tellingen | |
| **Watson *et al.* (2007)** | * | Verenigd Koninkrijk | roofvogels | patrijs | negatief effect predatie | winterperiode | modelstudie | combinatie met impact van afschot patrijs |

Tabel 3: Reviews en meta-analyses naar het effect van predatie op vogelsoorten.

| Onderzoek | Label | Predatorsoorten | Vogelsoorten | Effect predatie | Periode | Opzet |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **Ainsworth *et al*. (2016)** | **** | buizerd, kraaiachtigen, vos | korhoen, wulp, goudplevier, patrijs, kievit, scholekster | 80% van de studies ondervond dat predatorbeheersing of biotoopbeheer effectief was voor minstens een deel van de tijd | niet gespecifieerd | impact van predatoren op prooisoorten |
| **Côté & Sutherland (1997)** | ***** | carnivoren, kraaiachtigen, ratten | verschillende soorten | groot positief effect op broedsucces, toename najaar populatiegrootte maar geen effect op broedpopulatiegroottes | zowel tijdens als na broedseizoen | efficiëntie predatorverwijdering |
| **Doherty & Ritchie (2017)** | **** | o.a. huiskat, vos, Amerikaanse nerts | geen onderscheid | veel onzekerheid over effectiviteit van beheer | niet gespecifieerd | effectiviteit van letale predatorbeheersing |
| **Evans (2004)** | **** | roofvogels, carnivoren, ratten, grijze eekhoorn, egel | akkervogels | effect predatiebeheer is afhankelijk van type respons van prooidensiteiten | zowel tijdens als na broedseizoen | interactie habitatverandering en predatie |
| **Gibbons (2007)** | **** | roofvogels, kraaiachtigen, carnivoren | waadvogels, jachtwildsoorten, zangvogels, zeevogels | toename aantallen op einde broedseizoen, geen algemene trend in broedpopulatieaantallen in jaren na management | zowel tijdens als na broedseizoen | limitatie van predatie op vogelaantallen |
| **Holt *et al*. (2008)** | ***** | roofvogels, kraaiachtigen, carnivoren | waadvogels, jachtwildsoorten, zeevogels | significant effect op prooidensiteiten maar veel heterogeniteit in grootteordes | zowel tijdens als na broedseizoen | effect van predatie op prooidensiteiten |
| **Macdonald & Bolton (2008a)** | **** | meeuwen, vos, marterachtigen, egel, kraaiachtigen | waadvogels | effect van nachtactieve zoogdierpredatorsoorten op nestpredatie maar geen effect op overleving van kuikens en adulten of populatietrends | zowel tijdens als na broedseizoen | relatieve bijdrage van predatoren op nestpredatie |
| **Madden *et al*. (2015)** | **** | kraaiachtigen | jachtwildsoorten, zangvogels, waadvogels, etc. | geen negatief effect op densiteit en productiviteit in 81% van de studies, negatieve impacts meestal op productiviteit ipv densiteit. Groter effect bij verwijdering meerdere predatorsoorten | zowel tijdens als na broedseizoen | effect kraaiachtigen op productiviteit en densiteit van vogels |
| **Nicoll & Norris (2010)** | ***** | kraaiachtigen, carnivoren, roofvogels, etc. | jachtwildsoorten, zangvogels, waadvogels, etc. | effect predatie is gerelateerd aan data kwaliteit en kwantiteit | zowel tijdens als na broedseizoen | effect van kwaliteit studie op predatie-effect |

| | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **Oosterveld (2011)** | **** | kraaiachtigen, carnivoren, roofvogels, etc. | weidevogels | 20 van de 26 analyses duiden op predatie als belangrijkste oorzaak van afname broedsuces en/of populatieaantallen | zowel tijdens als na broedseizoen | rol predatie in relatie tot andere verliesoorzaken |
| **Roos *et al*. (2018)** | **** | vos, kraaiachtigen, marterachtigen, roofvogels, grijze eekhoorn, egel, huiskat | duiven, spechten, zangvogels, zeevogels, waadvogels | weinig effect voor duiven, spechten en zangvogels, negatief effect op grondbroedende zeevogels, waadvogels en bejaagde vogels | voornamelijk broedseizoen, sommige na broedseizoen | limitatie predatie op populatiegrootte van vogels in Europa |
| **Smith *et al*. (2011)** | ***** | marterachtigen, vos, meeuwen, ratten | waadvogels | toename broedsucces | niet gespecifieerd | effectiviteit omheiningen in relatie tot vogelpopulaties |
| **Smith *et al*. (2010)** | ***** | kraaiachtigen, carnivoren, roofvogels, etc. | jachtwildsoorten, zangvogels, waadvogels, etc. | toename broedsucces, fledging succes en broedpopulatie. Verwijdering alle predatoren leidt tot grootste effect. Najaarspopulatie neemt niet toe op eilanden, wel op vasteland | zowel tijdens als na broedseizoen | impact predatorverwijdering op broedsucces en populatiegrootte |
| **van der Wal & Teunissen (2018)** | **** | kraaiachtigen, carnivoren, roofvogels, etc. | akker en weidevogels | impact predatie hangt af van context gebied, landschapscompositie en welke predatoren voorkomen. Maatwerk op gebiedsniveau is aangewezen | zowel tijdens als na broedseizoen | impact predatie op grondbroedende akkervogels en steltlopers |

Tabel 4: Onderzoeken naar predatorbeheersing.

| Onderzoek | Label | Locatie | Predatorsoorten | Vogelsoorten | Effect predatorbeheersing | Periode | Onderzoek | Controle methode | Opmerking |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Aebischer *et al*. (2016)** | **/*** | Verenigd Koninkrijk | zwarte kraai, ekster | 32 akkervogel-soorten | predatorbeheersing leidde tot positief effect voorjaarsstand bij hoge predatordensiteit, geen effect bij lage densiteit | april-juli | predatorbeheersing + biotoopbeheer | full-time jachtwachter | ook biotoopmanagement toegepast |
| **Bodey *et al*. (2011)** | *** | Noord Ierland (eilanden) | fret, bonte kraai | kievit | geen effect predatorbeheersing | broedseizoen | vergelijking verschillende methoden | kooivallen en larsenkooien | mogelijkse compensatie in predatie door raven |
| **Fletcher *et al*. (2010)** | *** | Noord Engeland | vos, kraai | kievit, goudplevier, wulpen, graspieper, Schots sneeuwhoen | predatorbeheersing leidde tot positief effect broedsucces | broedseizoen | vergelijking verschillende methoden | 2 full-time jachtwachters: nachtjacht met lampen, stroppen, honden, Fenn traps, larsen traps, multi-cage traps | |
| **Fletcher *et al*. (2013)** | *** | Noord Engeland | vos, kraai, wezel, hermelijn | Schots sneeuwhoen | predatorbeheersing leidde initieel tot positief effect maar daarna afname van postbreeding aantallen | juli-augustus (postbreeding numbers) | vergelijking verschillende methoden | idem als Fletcher *et al*. (2010) | roofvogels waren aanwezig maar werden niet beheerd |
| **Jackson (2001)** | *** | Schotland (eilanden) | egel | waadvogels | predatorbeheersing leidde tot positief effect | broedseizoen | vergelijking gebieden met en zonder predatorbeheersing | verwijdering van egels en installatie van omheining | geïntroduceerde egels op eiland |
| **Jonge Poerink *et al*. (2021)** | *** | Nederland | steenmarter | weidevogels | predatorbeheersing leidde tot soms positief, soms negatief effect | broedseizoen | nestsucces | wegvangen en doden | wegvangen was niet overal succesvol + impact predatie andere soorten |
| **Malpas *et al*. (2013)** | *** | Verenigd Koninkrijk | vos | kievit | predatorbeheersing leidde tot positief effect broedsucces | broedseizoen | predator-vrije omheining | wegvangen en wegjagen | |

| | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Nordström *et al*. (2003)** | *** | Baltische zee (eilanden) | Amerikaanse nerts | bontbekplevier, kleine jager, noordse stern, oeverpieper, stormmeeuw, etc. | predatorbeheersing leidde tot positief effect voor 4 soorten, herkolonisatie van 2 soorten, geen effect bij 3 soorten | broedseizoen | vergelijking gebieden met en zonder predatorbeheersing | honden |
| **Ratcliffe *et al*. (2006)** | ** | Schotland (eilanden) | Amerikaanse nerts | sternen | predatorbeheersing leidde tot hogere overleving van nesten, geen effect op productiviteit | mei-juli | vergelijking verschillende methoden | wegvangen |
| **Ratcliffe *et al*. (2008)** | * | Schotland (eilanden) | Amerikaanse nerts | Noordse stern, visdief | predatorbeheersing leidde tot verwacht positief effect | / | modelstudie | geen |
| **Stoate & Szczur (2001)** | *** | Verenigd Koninkrijk | ratten, vos, kraaien, marterachtigen | zangvogels | predatorbeheersing leidde tot positief effect overlevingskans nesten | april-juni | vergelijking gebieden met en zonder predatorbeheersing | wegvangen en afschot |
| **Stoate & Szczur (2006)** | *** | Verenigd Koninkrijk | grijze eekhoorn, rat, vos, ekster, kraai | grauwe vliegenvanger | predatorbeheersing leidde tot positief effect overlevingskans | broedseizoen | impact tijdens en na predatorbeheersing | wegvangen en afschot |
| **Tapper *et al*. (1996)** | *** | Verenigd Koninkrijk | vos, kraai, ekster, hermelijn, ratten, wezel, egel, huiskat | patrijs | predatorbeheersing leidde tot positief effect broedsucces, toename herfstpopulatie en voorjaarsstand | zowel voorjaar als najaar | impact voor, tijdens en na predatorbeheersing | jachtwachter: dag en nachtafschot met licht, stroppen, larsenvallen, spring traps |

## 2.4 Predatiedruk in relatie tot habitat

De intensivering van de landbouw zorgt voor afnames van veel akker- en weidevogelpopulaties door habitatverlies en -degradatie (Chamberlain *et al.*, 2000; Donald *et al.*, 2001; Douglas *et al.*, 2014; Gibbons, 2007).

Bovendien hebben deze habitatveranderingen de balans tussen predator en prooisoorten verstoord (Gibbons, 2007), met een impact op de predatiedruk (Newton, 1998): (1) Minder dekking kan leiden tot hogere trefkansen tussen predator en prooi (i.e. kleinere oppervlakte van de dekkingsmogelijkheden (Evans, 2004; Laux *et al.*, 2023)); (2) Door een lagere habitatkwaliteit kunnen vogels gedwongen worden om hun nesten in suboptimale en risicovollere habitattypes te bouwen (Wilson *et al.*, 1997); (3) Suboptimaal habitat kan voor voedseltekort zorgen waardoor kuikens van grondbroeders een verhoogd aantal bedelgeluiden vertonen en predatoren kuikens en nesten zo makkelijker kunnen lokaliseren (Dearborn, 1999; Gibbons, 2007; Leech & Leonard, 1997). Ouders kunnen minder tijd spenderen aan het beschermen van hun nest (Soler & Soler, 1996). Nestvlieders moeten grotere afstanden afleggen om voldoende voedsel te vinden waardoor ze gevoeliger zijn voor predatie (Potts, 1986).

Bepaalde soorten prefereren ‘s nachts een ander habitat dan overdag. Tillmann (2009) stelde vast dat patrijzen ‘s winters overnachten in dichte kluchten op open veld met vrij zicht rondom, op minstens 60 meter van dekking, terwijl ze overdag dichter bij dekking blijven. Nachtelijke predatie op patrijzen gebeurt in de winter vooral door zoogdieren, zoals vos. Het is van belang dat ze die tijdig zien komen en dat kan alleen op een open terrein met lage vegetatie (max. 15 cm). Overdag blijken roofvogels belangrijkere predatoren dan zoogdieren waardoor patrijzen dichter bij dekking vertoeven. Dit betekent dat in een patrijsvriendelijk landschap open terrein aanwezig moet blijven, op hooguit een paar honderd meter van dekking. ‘s Avonds verplaatst de klucht zich vliegend naar zijn slaapplek, om geen loopspoor na te laten (Tillmann, 2009).

De landschapsstructuur heeft dus een effect op de predatiekans waardoor biotoopbeheer meermaals wordt aangehaald als één van de aangewezen beheermaatregelen indien predatie het succes van bepaalde vogelpopulaties limiteert (Barnett *et al.*, 2004; Bertholdt *et al.*, 2017; Dunn *et al.*, 2016; Eglington *et al.*, 2009; Laidlaw *et al.*, 2015; Laux *et al.*, 2022).

Ook fragmentatie van het landschap en vermindering in oppervlakte van landschapselementen kunnen leiden tot een afwijkende selectie van nestlocaties als reactie op mogelijk predatierisico en tot verminderd nestsucces door plaatselijk hogere activiteit van predatoren. Dit is het principe van de ‘ecologische val’ (Bertholdt *et al.*, 2017; Laux *et al.*, 2022, 2023; Stephens *et al.*, 2004; Valkama *et al.*, 1999).

De interactie tussen veranderingen in het habitat en de respons hierop van zowel predatoren als prooien, maakt het zeer complex om de mogelijke impact van predatie en van het effect van uitgevoerde beheermaatregelen in te schatten (Evans, 2004). Zo vond Thirgood *et al.* (2000a) dat

habitatverlies leidde tot afname op lange termijn van het Schots sneeuwhoen en dat de bijkomende predatie door roofvogels vervolgens de populatiegroei onderdrukte. Aebischer *et al.* (2016) onderzocht de interactie tussen biotoopbeheer in functie akkervogels en de densiteit aan predatoren: bij lage predatordensiteit volstond biotoopbeheer om de akkervogelpopulaties te herstellen, bij hoge predatordensiteit zou naast biotoopbeheer ook predatorbeheersing nodig zijn om tot een herstel te komen. In dat verband valt met Reynolds & Tapper (1996) te noteren dat de globale predatiedruk in het landschap, door een hele reeks predatoren, zowat twee eeuwen systematisch werd verminderd als onderdeel van een klassiek op jacht gericht beheer – terwijl een dergelijk beleid tegenwoordig niet meer als standaard kan worden beschouwd. Zoals in 7.1.4 wordt vermeld, is een gedragen referentiekader nuttig om doelen te stellen.

## 2.5 Interacties tussen predatoren

Een gemeenschap van predatoren wordt gestuurd door twee types van interacties: trofische en niet-trofische (Begon *et al.*, 2009). Trofische interacties omvatten het doden en opeten van een andere predator. Niet-trofische interacties hebben betrekking op gedrag: competitie om voedsel en schuilplaatsen. Intraguild predatie, waarbij een predator een potentiële concurrent van een andere soort doodt, kan gestuurd worden door zowel trofische als niet-trofische interacties (Polis *et al.*, 1989). Deze interacties tussen predatoren onderling werken ook door naar de globale predatiedruk op prooisoorten (Begon *et al.*, 2009).

In sommige gevallen is de interactie tussen predatoren niet negatief voor één van de betrokken soorten. Zo kunnen raven voordeel halen uit het beschikbaar komen van karkassen achtergelaten door wolven (Stahler *et al.*, 2002). Een gemengd voorbeeld is de relatie tussen wolf en vos. Vossen behoren vaak tot de belangrijkste aaseters van door wolven geconsumeerde prooien (Sivy *et al.*, 2017a; Wikenros *et al.*, 2013), wat kan leiden tot een positieve associatie tussen deze twee soorten (Lazzeri *et al.*, 2024). Tegelijkertijd kunnen vossen door wolven worden gedood, wat mogelijk leidt tot het vermijden van interactie (Palomares & Caro, 1999).

Predatoren kunnen de negatieve effecten van interspecifieke competitie en intraguild predatie (gedeeltelijk) beperken door *resource partitioning*: verschillende soorten predatoren leven dan naast elkaar door een andere ruimtelijke, temporele of diëtaire niche in te nemen (Sivy *et al.*, 2017a). Zo is het ruimtegebruik (Zalewska *et al.*, 2021) en het activiteitenpatroon (Petrov & Popova, 2016) van steenmarters erop afgestemd om interactie met vos te minimaliseren. Steenmarters worden immers gedood door vossen (Broekhuizen *et al.*, 2010; Sidorovich, 2011; Van Den Berge, 2017). Beide soorten hebben in de meeste biotopen een relatief grote overlap in hun diëtaire niche (Lanszki *et al.*, 2007, 2019; Padial *et al.*, 2002; Petrov & Popova, 2016; Van Den Berge *et al.*, 2022b), wat aanleiding geeft tot competitie voor dezelfde prooien. Op die manier kan de aanwezigheid van vos zorgen voor tijdelijke of plaatselijke exclusie van steenmarters (Hernandez-Puentes *et al.*, 2022).

Wanneer een grotere predator uit het gebied verdwijnt, kan dit een mesopredator release-effect teweegbrengen. Kleinere predatoren ervaren minder competitie en worden zelf minder gepredeerd,

wat kan resulteren in een toename van het aantal kleinere predatoren (Crooks & Soulé, 1999). Zo speelde een afname in het aantal vossen in Scandinavië als gevolg van een uitbraak van schurft in de late jaren 1970 en 1980 waarschijnlijk een rol in een toename in de boommarterpopulatie (Lindström *et al.*, 1995; Smedshaug *et al.*, 1999). Ook kan de vrijgekomen niche van de dominante predator ervoor zorgen dat kleine predatoren hun diëtaire, spatiale of temporele niche uitbreiden (Avrin *et al.*, 2023; Shores *et al.*, 2019). Als de vos verdwijnt kan het dus gebeuren dat bijvoorbeeld de hermelijn belangrijker wordt als nestpredator (Bodey *et al.*, 2011; Teunissen *et al.*, 2020; Van der Wal & Teunissen, 2018). Dit principe kan ook omkeren. Zo leidde heel waarschijnlijk de vestiging van vos in Nederlandse duingebieden tot het verdwijnen van de hermelijn (Mulder, 1990).

In de context van predatorbeheersing ten voordele van grondbroedende akker- en weidevogels kan een mesopredator-release effect optreden wanneer maatregelen gericht zijn op een subset van predatorsoorten. Zo kan het bijvoorbeeld moeilijker zijn om letale controle uit te oefenen op soorten die enkel nachtactief zijn of onmogelijk zijn voor soorten onder wettelijke bescherming. Als het mesopredator-release effect optreedt is de toegepaste predatorbeheersing moeilijk te beoordelen omdat de gevolgen van de acties gemaskeerd worden omdat de ene predator de weggevallen predatiedruk van de andere compenseert (Bodey *et al.*, 2011; Teunissen *et al.*, 2020; Van der Wal & Teunissen, 2018). Daarnaast zijn interacties tussen predatoren vaak complexer dan enkel de aspecten rond intraguild predatie en competitie die hier toegelicht werden. De interacties worden verder beïnvloed door de beschikbaarheid van prooien, landschapskenmerken, de dichtheid aan concurrerende predatoren, en menselijk ingrijpen (Prugh & Sivy, 2020; Sivy *et al.*, 2017b).

## 2.6 Predatormijding en andere gedragsaanpassingen

Predatormijding (of predatiemijding) is een strategie waarbij prooien predatie voorkomen door bepaalde (broed)locaties of habitats met predatoren te mijden of te verlaten. Dit kan een negatieve invloed hebben op de lokale densiteit van deze prooien, onafhankelijk van effectieve predatieverliezen (Lima, 2009; Meese & Fuller, 1989; Preisser *et al.*, 2005). Predatormijding is vastgesteld bij lepelaars in Nederland die na de terugkeer van de vos naar eilanden verhuisden of nesten in bomen gingen bouwen in plaats van op de grond (Mulder *et al.*, 2005) en bij nestlocaties van grauwe klauwier in relatie tot territoria van kraaiachtigen (Roos & Pärt, 2004).

Bij sommige soorten kan de aanwezigheid van zelfs maar één individu van een predatorsoort leiden tot het geheel verlaten van het gebied. Kolonievogels zoals meeuwen of sterns zijn hier heel gevoelig voor (Stienen *et al.*, 2023). In bijna al deze gevallen is de omgeving van de kolonie suboptimaal. Generalistische predatoren kunnen de kolonie te voet bereiken via (land)bruggen, dijken, gaten in afsluitingen of het zwemmen van kleine afstanden, kunnen postvatten op palen (bv. roofvogels, kraaien), enzovoort. In een sterk door de mens gedomineerd landschap zijn zulke landschapsvreemde structuren vaak talrijk aanwezig. Ook bij weidevogels is dit fenomeen meermaals beschreven, vrijwel steeds door de aanwezigheid van vos, soms na vele jaren van afwezigheid (‘Beheercommissie Natuur Linker Schelde Oever’, 2023; Lima, 2009; Oosterveld, 2011). Dit is de trigger geweest om bepaalde kernen van weidevogelgebieden elektrisch uit te rasteren in binnen- en buitenland (cfr. 5.4.4).

Bij soorten of in situaties waar het effect minder groot is, kan dit soms moeilijk aantoonbaar zijn. Of predatormijding al dan niet een rol speelt bij het sturen van een prooipopulatie valt vast te leggen door te kijken naar de schommelingen van de prooipopulaties doorheen het jaar. Indien enkel predatie een rol speelt, zal de prooidensiteit geleidelijk aan afnemen doorheen het broedseizoen. Als er een lage prooidensiteit is bij het begin van het broedseizoen (voorjaarsstand), kan dit mogelijk wijzen op predatormijding (Norrdahl & Korpimäki, 1998). Wel moet hierbij opgemerkt worden dat langdurige en gebiedsgerichte opvolging van belang is om effectief predatormijding aan te tonen als oorzaak, en dat dit niet komt door een kleine restpopulatie.

Predatiedruk kan ook andere gedragsaanpassingen tot gevolg hebben. Dit uit zich in: nestbescherming (door ouders), verschuivingen in broedseizoen, nest verlaten of stoppen met bedelgeluiden na alarmroepen van ouders of predatorgeluiden, etc. (Lima, 2009; Magrath *et al.*, 2007; Marzluff, 1985). Zo werd bij de kuifeend in Nederland sinds de terugkomst van de vos waargenomen dat deze soort later op het seizoen ging broeden om wellicht te genieten van meer dekking van de vegetatie (Van der Valk, 1996). In welke mate elk van deze gedragingen meespelen bij de invloed van predatie op de prooisoorten lijkt soort- en situatiespecifiek.

## 2.7 Effect predatie bepalen en meten

Wat maakt bepaalde vogelsoorten gevoelig voor predatie? De review door Roos *et al.* (2018) toont aan dat vooral langlevende soorten, grondbroeders, soorten met slechts één legsel en soorten die in alle levensstadia worden gepredeerd (van nest tot adulten) het gevoeligst zijn voor predatie. De meeste akker- en weidevogels behoren tot deze categorieën.

Maar welke maatstaf wordt het best gebruikt om te onderzoeken of een vogelsoort effectief wordt gelimiteerd door predatie? In de gevonden literatuur worden erg uiteenlopende parameters gemeten gaande van nestsucces of mortaliteit van kuikens tot populatiegrootte in het najaar of voorjaar (Bolton *et al.*, 2007; Côté & Sutherland, 1997).

De evolutie in de najaarsstand kan eerder worden gezien als een maatstaf die op korte termijn een indicatie geeft over het broedsucces, terwijl een evolutie in voorjaarsstand de mogelijkheid geeft tot inzichten op langere termijn (Bodey *et al.*, 2011). Aangezien het voor het behoud en herstel van soorten belangrijk is om op lange termijn een toename in de populaties te zien, zijn het vooral maatstaven zoals de voorjaarsstand die van belang zijn om het herstel te kunnen evalueren (Holt *et al.*, 2008). Deze voorjaarsstand is het minimumniveau van een populatie en geldt als basisreferentie voor de populatie (Brlík *et al.*, 2021). Hierbij is het van belang de voorjaarsstand in het broedseizoen te meten, net voor de eieren uitkomen om de minimale broedpopulatie het best in te schatten. Daarentegen is bij bejaagbare soorten vaak de maximale najaarsstand van belang om een zo groot mogelijke oogst te kunnen realiseren (Côté & Sutherland, 1997).

Zo vonden Côté & Sutherland (1997) in hun review, waarin ze een meta-analyse uitvoerden van 20 studies met predatorbeheersing, dat predatorbeheersing een positief effect had op nestsucces, er een toename was van de najaarsstand, maar dat er geen effect was op de voorjaarsstand. Dit deed hen besluiten dat predatorbeheersing het doel behaalde om de bejaagbare najaarsstand te vergroten maar dat natuurbehoudsdoelstellingen (voorjaarsstand) hierdoor niet noodzakelijk behaald worden. Ook Gibbons (2007) benadrukt dat predatorbeheersing kan leiden tot een toegenomen najaarsstand, maar dat er minder consistentie is in toenemende voorjaarsstand.

Het is dus van belang, wanneer er uitspraken worden gedaan over het effect van predatie, een onderscheid te maken tussen beide beheerdoelstellingen (focus op voor- of najaarsstand) en de effectief gemeten populatieparameters correct te linken aan die doelen. In hoofdstuk 6 wordt er verder ingegaan op verschillende monitoringsmethoden.

## 2.8 Dichtheidsafhankelijkheid

Populaties kunnen negatieve of positieve feedbacks ervaren op bepaalde van hun levensstadia wanneer hun populatiedensiteit toeneemt of afneemt (Begon *et al.*, 1996). Deze feedbacks worden dichtheidsafhankelijke effecten genoemd. Dichtheidsafhankelijke effecten spelen een cruciale rol in de ontwikkeling van populaties door het beïnvloeden van parameters zoals overleving, voortplantingssucces en emigratie (Newton, 2007). Deze effecten zijn relevant voor zowel de prooi- als predatorsoorten. Competitie is een belangrijk mechanisme van dichtheidsafhankelijkheid. Naarmate de populatiedichtheid stijgt, wordt de toegang tot schaarse voedselbronnen of geschikte broedplaatsen beperkt, wat negatieve effecten kan hebben op voortplanting en overleving. Dichtheidsafhankelijke effecten werden bijvoorbeeld aangetoond bij patrijzen in Frankrijk (Bro *et al.*, 2003) en Polen (Panek, 1997), waar vooral de competitie voor voedsel en geschikte broedterritoria een negatief effect blijkt te hebben op het broedsucces. Daarnaast kan een hogere populatiedichtheid leiden tot verhoogde predatiedruk. Wanneer een bepaalde prooisoort in grote aantallen voorkomt, kunnen generalistische predatoren zich (eventueel tijdelijk) specialiseren in die soort. Ziektes en parasieten kunnen zich sneller verspreiden in dichtbevolkte populaties, wat de sterftecijfers verder kan verhogen.

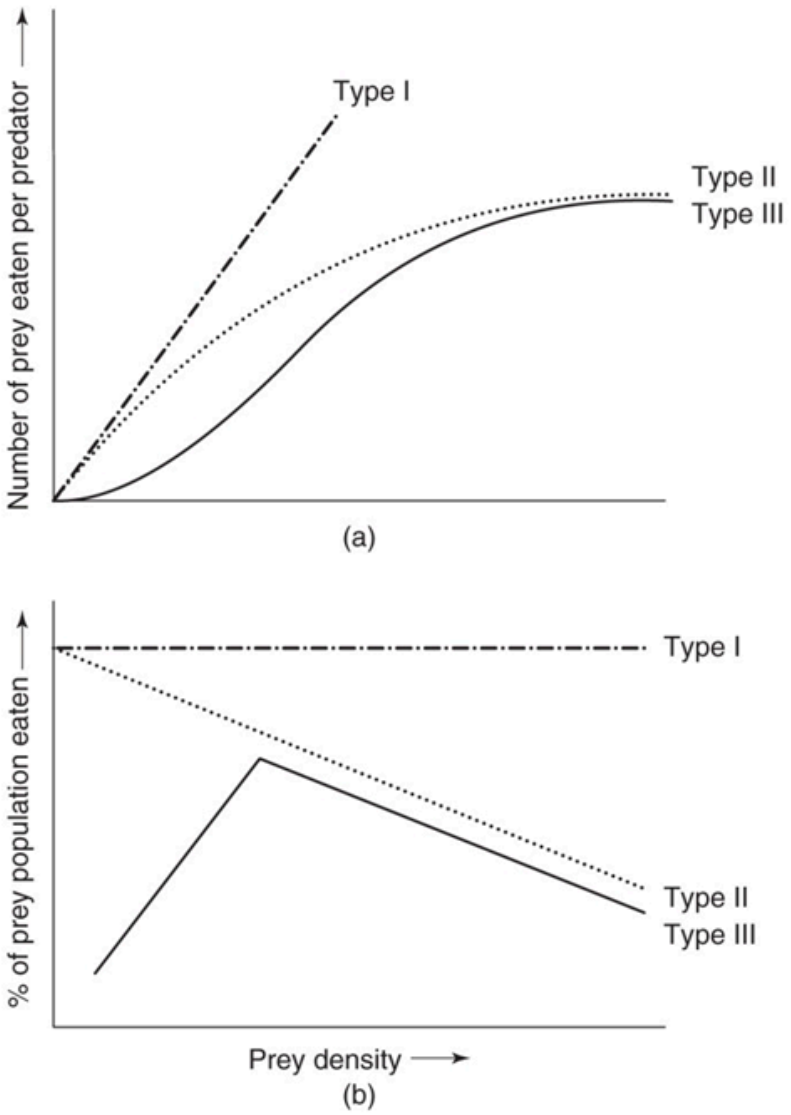
Ondanks deze regulerende mechanismen zijn er situaties waarin prooipopulaties niet stabiliseren maar sterke fluctuaties vertonen. Dit kan gebeuren wanneer er sprake is van vertraagde dichtheidsafhankelijke effecten, waarbij de feedbackmechanismen pas later optreden. Zo kan een populatie aanvankelijk groeien zonder merkbare negatieve effecten, maar wanneer de dichtheid een kritische drempel overschrijdt, kunnen sterftecijfers plotseling stijgen of het voortplantingssucces dalen, wat resulteert in een scherpe afname van de populatie. Daarnaast kunnen ook omgekeerde dichtheidsafhankelijke effecten optreden, waarbij een populatie onder een bepaalde dichtheidsdrempel negatieve gevolgen ondervindt. Een studie van Frauendorf *et al.* (2022) bekeek hoe de dichtheid van broedpopulaties van scholeksters de predatiedruk beïnvloedt en toont aan dat deze relatie sterk afhankelijk is van de samenstelling van de predatorgemeenschap. In gebieden waar predatie vooral optreedt door vogels zoals meeuwen, bruine kiekendief en kraaiachtigen neemt de

nestoverleving toe bij een hogere dichtheid van broedende scholeksters. Dit wordt verklaard door het gezamenlijke 'mobbing'-gedrag van de broedende vogels, waarbij ze vliegende predatoren effectief kunnen verjagen. Daarentegen leidt een hogere nestdichtheid in gebieden met predatie door voornamelijk zoogdieren (zoals vossen en marterachtigen) tot een lagere nestoverleving. Zoogdieren maken namelijk gebruik van gebiedsgebonden zoekstrategieën, waardoor ze clusters van nesten efficiënter kunnen lokaliseren. Dit resulteert in een negatieve dichtheidsafhankelijke overleving, waarbij een grotere concentratie nesten juist meer predatie aantrekt.

Predatoren reageren op twee manieren op veranderingen in de dichtheid aan prooien: numeriek en functioneel (Fryxell *et al.*, 2014). De combinatie van de functionele en de numerieke respons samen bepalen de interactie tussen dichtheden aan prooien en predatoren. De functionele respons beschrijft de manier waarop het foerageergedrag van een individuele predator verandert in functie van de prooidichtheid. De numerieke respons verwijst naar veranderingen in het aantal predatoren als gevolg van fluctuaties in de prooidichtheid. Dit kan zich uiten in een toename van het aantal territoriale predatoren, de totale dichtheid aan predatoren of het aantal nakomelingen per territorium (vb. Tornberg, 2001). Factoren zoals geboortecijfer, sterftecijfer, immigratie en emigratie spelen hierbij een rol. Predatoren met een hoge mobiliteit, een groot voortplantingsvermogen en een korte generatiecyclus kunnen sneller reageren op schommelingen in de prooidichtheid. Andere predatoren die bijvoorbeeld minder mobiel zijn of een langere generatietijd hebben, vertonen een vertraagde respons.

De numerieke en functionele respons worden extern beïnvloed door de beschikbaarheid van hoofd- en alternatieve prooien, het vermogen van de predator om van prooisoort te wisselen en de mate van concurrentie onder predatoren.

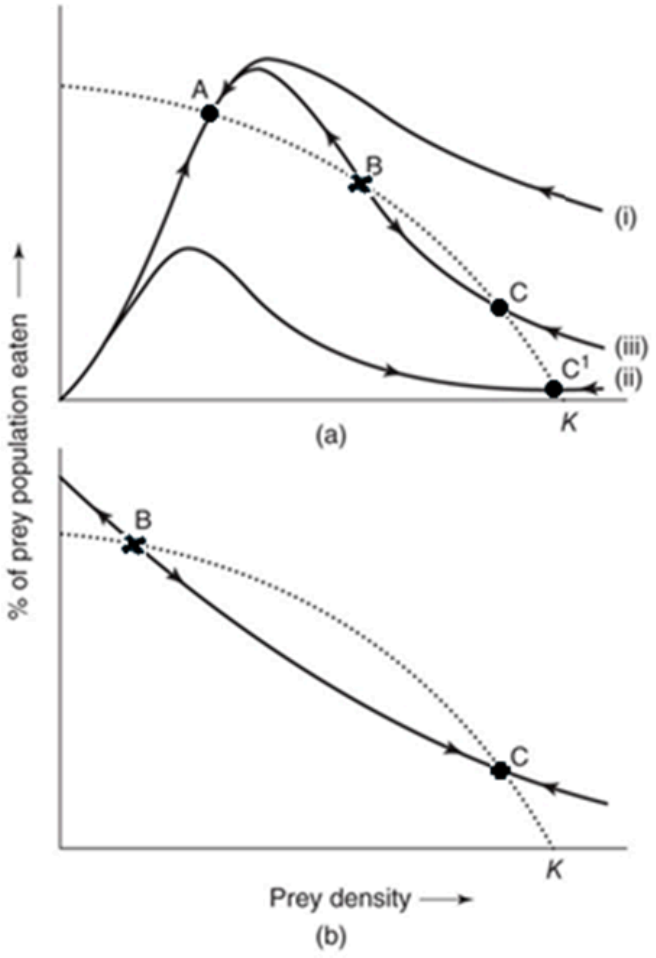
De functionele relatie tussen dichtheden van de prooisoort en het aantal prooien die door een individuele predator gegeten worden kan drie vormen aannemen (zie Figuur 1). Deze relatie kan lineair zijn (type I; hoe hoger de densiteit aan prooien hoe meer elke predator er consumeert), asymptotisch afvlakken (type II; omgekeerde dichtheidsafhankelijkheid: bij toenemende dichtheden aan prooisoorten vlakt het aantal prooien die geconsumeerd worden door een predator geleidelijk af. Een belangrijk gevolg hiervan is dat bij toenemende dichtheden van de prooisoort het percentage van de prooipopulatie die sterven door predatie afneemt (afnemende predatiedruk bij toenemende dichtheden van de prooisoort). Tenslotte kan deze relatie ook een sigmoïdale vorm aannemen (type III; directe dichtheidsafhankelijkheid bij lage prooidichtheden (eerst trage 'reactiesnelheid' van predator, daarna sneller) en omgekeerde dichtheidsafhankelijkheid bij hoge prooidichtheden) (Fryxell *et al.*, 2014).




Figuur 1. Types van functionele respons voorgesteld (a) als het aantal gegeten prooien per predator per tijdseenheid in functie van de prooidensiteit en (b) als het percentage van de prooipopulatie dat opgegeten werd in functie van de prooidensiteit (uit Fryxell *et al.*, 2014).

Figuur 2 geeft de verschillende mogelijke relaties tussen prooidichtheden en predatiedruk weer. Deze relatie is het gevolg van de combinatie van de functionele én de numerieke respons. Situatie *i* in de bovenste figuur (a) geeft een situatie weer waar er enkel een minimaal evenwicht is (alle aanwas wordt gepredeerd = A). Daarboven treedt predatie steeds op als regulerend. De predatiedruk is dan groter dan de aanwas per capita en de populatie wordt dus door predatie op niveau A gehouden. In situatie *ii* is de predatiedruk steeds kleiner dan de per capita aanwas. De populatie wordt dus gelimiteerd door de draagkracht van het gebied en zal evolueren naar K. In *iii* zitten we met 3 mogelijke situaties, maar in de werkelijkheid enkel A en C. Vermits B een onstabiel evenwicht is zal dit immers nooit geobserveerd worden. Bij alle prooidensiteiten onder B zal de situatie terug gereguleerd worden naar een lage prooidensiteit, namelijk A. Enkel indien door maatregelen te

nemen de prooidensiteit boven B gebracht kan worden zal de populatie evolueren naar een nieuw evenwicht C met een hogere prooidensiteit maar nog steeds lager dan $C^1$. In de onderste figuur (b) zien we twee mogelijke evenwichten. B, een onstabiel evenwicht, waaronder de populatie van de prooisoort uitsterft omdat de aanwas lager is dan de predatiedruk. Eens boven B evolueert de prooipopulatie naar een nieuw evenwicht C waarbij de aanwas en de predatiedruk terug in evenwicht zijn. In situatie *III* zitten we bij A dus met een predatorpit, waarbij de populatie terug kan ontsnappen aan deze regulatie door predatoren indien men erin slaagt ze door een combinatie van maatregelen (bv. predatorbeheersing, uitzettingen, habitatverbetering) tot boven niveau B te brengen.




Figuur 2. Verschillende mogelijke relaties tussen prooidichtheid en predatiedruk bijhorende evenwichten. De stippellijnen geven de aanwas per capita van de prooisoort weer als dichtheidsafhankelijke reproductie (tot bereiken van biotoopdraagkracht K). De volle lijnen geven predatiegerelateerde mortaliteit weer (uitgedrukt als predatiedruk). Punt B is een instabiel evenwicht en wordt dus in de praktijk nooit waargenomen. Punten A, C en $C^1$ zijn stabiele evenwichten. Voor verdere uitleg zie tekst (uit Fryxell *et al.*, 2014).

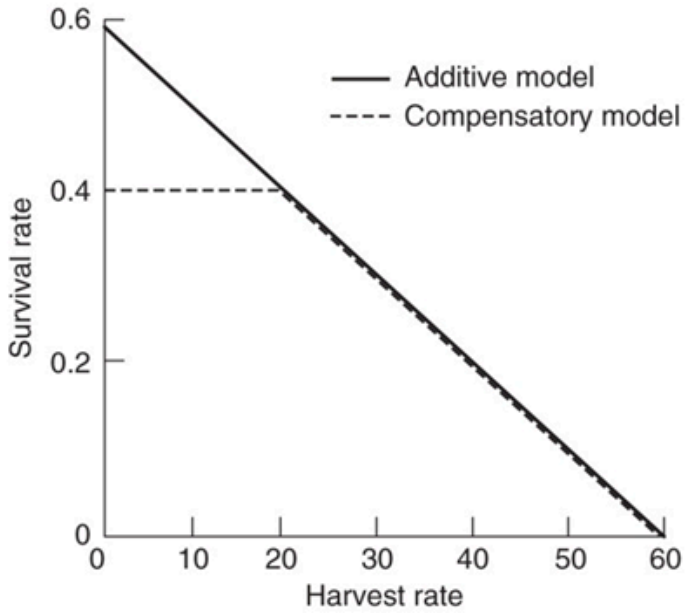
Een beter zicht op welke relaties in Vlaanderen juist optreden tussen een bepaalde prooisoort en de bijhorende predatorsoorten is onontbeerlijk om te begrijpen hoe en wanneer predatorbeheersing de

dichtheden van een prooisoort kan beïnvloeden. Dit veronderstelt ook dat er een beter inzicht is in zowel de functionele als de numerieke respons van predatoren op veranderingen in prooidichtheden.

## 2.9 Additieve versus compensatorische mortaliteit

Een ander element dat een belangrijk aandachtspunt vormt in het kader van predator-prooi interacties en predatorbeheersing vormt het verschil tussen additieve en compensatorische mortaliteit. Additieve mortaliteit door predatie betekent een bijkomende mortaliteit en resulteert bijgevolg in een lagere populatiegroei, of zelfs populatiedaling. Compensatorische mortaliteit komt in de plaats van andere vormen van mortaliteit (bv. ziekte, ontbering, …) en verandert bijgevolg niets aan de totale overleving of de populatiegroei.

Voor wat betreft het beheer van predatoren speelt dit een belangrijke rol gezien door het effect van compensatorische mortaliteit een deel van de geleverde beheerinspanningen teniet gedaan worden. Figuur 3 illustreert zo hoe de aanvankelijke overleving van 0.6 (bij geen afschot) lineair afneemt wanneer het afschot (“harvest”) toeneemt (volle lijn). Wanneer de mortaliteit echter ten dele (tot 20%) compensatorisch is zien we dat de aanvankelijke overleving van 0.4 slechts begint af te nemen eens de mortaliteit door afschot groter is dan 20%.

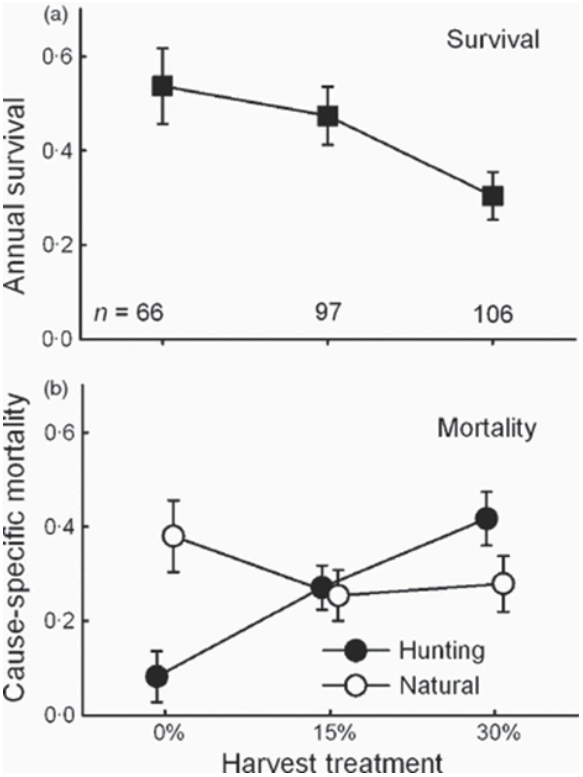



Figuur 3. Schematische weergave van het compensatorische (onderbroken lijn) en addititeve (volle lijn) model voor overleving (Survival rate) in relatie tot het afschotpercentage (Harvest rate)(uit Fryxell *et al*., 2014).

Voor het effect van een predator op een prooisoort is de redenering gelijkaardig. Wanneer mortaliteit door predatie gecompenseerd wordt (of deels) heeft dit pas een effect op de overleving van de prooisoort als het boven een bepaalde predatiedruk komt. Bij additieve mortaliteit leidt elke

bijkomende vorm van predatiedruk tot een vermindering van de overleving van de prooisoort. Hierbij kan de predator evengoed de mens zijn als een diersoort.

Sandercock *et al.* (2011) toonden in een grootschalig experimenteel onderzoek aan dat moerassneeuwhoen additieve mortaliteit door jacht deels compenseert (tot 15% jachtmortaliteit), maar daarboven niet meer. Figuur 4 illustreert hoe de additieve mortaliteit (van 0% naar 15%) slechts een partieel effect heeft op de jaarlijkse overleving, maar de additieve mortaliteit van 15% naar 30% helemaal niet meer gecompenseerd wordt (ook niet deels)(bovenste deel van de figuur). Het onderste deel van de figuur verklaart de waargenomen verandering van de overleving. Wanneer de jachtmortaliteit stijgt van 0% naar 15%, daalt de natuurlijke mortaliteit. Bij een verdere stijging van de jachtmortaliteit tot 30% zien we de natuurlijke mortaliteit niet verder afnemen. Gelijkaardige (gedeeltelijk) compensatorische en additieve fenomen treden dus ook op bij toenemende sterfte door predatie of sterfte door bejaging van predatoren.




Figuur 4. De jaarlijkse overleving (boven) en sterfteoorzaken (onder) bij drie verschillende niveaus van jachtmortaliteit (0%, 15%, 30%) voor moerassneeuwhoen (uit Sandercock *et al.*, 2011).

## 2.10 r/K strategie

De r/K-selectietheorie beschrijft hoe soorten zich reproductief hebben aangepast aan omgevingsfactoren zoals voedselbeschikbaarheid, competitie en predatiedruk. Macarthur & Wilson (1967) introduceerden deze theorie waarbij ze aantoonden dat soorten zich op een spectrum bevinden tussen r- en K-strategieën. r-strategen kenmerken zich door een hoge reproductiesnelheid, snelle ontwikkeling, vroege geslachtsrijpheid en een korte levensduur. Dit stelt hen in staat om snel

populaties te herstellen na periodes van hoge sterfte, wat vooral gunstig is in onstabiele of sterk fluctuerende omgevingen waar bijvoorbeeld predatie een belangrijke factor is. K-strategen daarentegen investeren in minder nakomelingen met een langere ontwikkelingsperiode en intensievere ouderlijke zorg, waardoor individuen een hogere overlevingskans hebben, vooral in stabiele ecosystemen waar competitie en draagkracht van de omgeving de belangrijkste beperkende factoren zijn (Pianka, 1970).

Het omgaan met predatie verschilt sterk tussen deze strategieën: r-strategen compenseren hoge sterfte door een explosieve voortplanting en het verspreiden van nakomelingen over een groot gebied. Terwijl K-strategen vaak predatierisico's minimaliseren door bescherming van hun jongen, sociale structuren of fysieke aanpassingen zoals camouflage (Gadgil & Solbrig, 1972). Belangrijk is dat geen enkele soort volledig r- of K-geselecteerd is. Er bestaat een continuüm waarbij soorten in meer of mindere mate naar een van de twee uitersten neigen (Pianka, 1970). In ecosysteemdynamiek zorgt de wisselwerking tussen predatoren en prooisoorten ervoor dat r-strategen vaak optreden als pioniers in verstoorde gebieden, terwijl K-strategen domineren in climax gemeenschappen (Mueller & Ayala, 1981).

Een hoge predatiedruk op r-strategen is dus normaal. Op K-strategen kan dit sneller een negatieve impact hebben op de populaties. Bij de grondbroeders neigen de hoenderachtigen patrijs, fazant en kwartel meer naar de r-strategie (grote legsels, snel geslachtsrijp). Andere soorten neigen meer naar de K-strategie (steltlopers) of er tussenin (zangvogels, met meerdere kleine legsels per seizoen). Predatoren hebben vooral een K-strategie, maar de bruine rat is duidelijk een r-strateeg.

Sommige soorten predatoren kunnen in gunstige tijden een hoger aantal eieren of jongen produceren of op een jongere leeftijd dan normaal al deelnemen aan de voortplanting (bv. vos, havik, kerkuil, kiekendieven, zie hoofdstuk 3). Dit gebeurt bijvoorbeeld waar een areaaluitbreiding bezig is op plaatsen met een hoog voedselaanbod, en er nog weinig of geen concurrentie is van soortgenoten. Hetzelfde fenomeen kan ook optreden na verhoogde sterfte door ziekte, jacht of bestrijding. Wanneer het voedselaanbod krimpt of alle territoria bezet zijn, daalt de voortplantingssnelheid weer naar 'normale' waarden. Dit zijn dichtheidsafhankelijke processen en veranderen niets aan de intrinsieke r- of K-strategie van een soort.

# 3 Predatorsoorten

Binnen dit hoofdstuk beschrijven we de verschillende predatoren die prederen op de doelsoorten van dit rapport. We beschrijven kort de ecologie en de toestand van de soort in Vlaanderen, en gaan dieper in op het belang van predatie door de soort op de doelsoorten.

## 3.1 Carnivoren

### 3.1.1 Inheemse soorten

Binnen de groep van de carnivoren hebben zich de afgelopen decennia een aantal belangrijke trends voorgedaan. Een aantal soorten die van nature in onze contreien voorkomen, maar die een lange tijd afwezig of sterk teruggedrongen waren, maakten een terugkeer. De vos is begin jaren 1990 aan een herstel begonnen en een algehele rekolonisatie van Vlaanderen is sinds de eeuwwisseling een feit (Van Den Berge & De Pauw, 2003f). Ook de steenmarter is sinds de tweede helft van de jaren 1990 begonnen aan een opmars en is momenteel in heel Vlaanderen aanwezig (Van Den Berge *et al.*, 2012). Ondertussen zijn ook andere roofdiersoorten zoals das, boommarter, otter, wilde kat en wolf terug aanwezig. De lynx wordt met een recente areaaluitbreiding in delen van West-Europa ook in Vlaanderen sporadisch als zwerver verwacht (Van Den Berge & Gouwy, 2021).

Daartegenover staat dat een aantal inheemse carnivoren een dalende trend lijkt te kennen. Getuige hiervan is de opname van de marterachtigen bunzing (kwetsbaar), wezel (bijna in gevaar) en hermelijn (kwetsbaar) op de Vlaamse Rode Lijst van zoogdieren (Maes *et al.*, 2014).

#### 3.1.1.1 Vos

##### 3.1.1.1.1 Algemeen

*3.1.1.1.1.1 Leefwijze*

De vos is een middelgrote hondachtige carnivoor, met een kop-romplengte van ongeveer 80 cm en een staart van circa 50 cm. De vrouwtjes (gemiddeld 5,7 kg) zijn iets kleiner en lichter dan de mannetjes (gemiddeld 6,8 kg) (Van Den Berge & De Pauw, 2003f). Vossen komen in diverse biotopen voor, zoals bossen, heide, duinen, moerassen, landbouwgebieden en stedelijke omgevingen. Ze zijn opportunistische omnivoren en passen hun dieet flexibel aan, afhankelijk van de beschikbaarheid van prooien en voedselbronnen. Ze voeden zich hoofdzakelijk met kleine zoogdieren zoals knaagdieren en konijnen, maar ze consumeren ook vogels, invertebraten, aas, afval en valfruit. Jonge, zelfstandige vossen zijn tijdens de zomer sterk afhankelijk van regenwormen en insecten als basisvoedsel. Het aandeel vogels kan aanzienlijk zijn, waarbij het vooral gaat om eend- en hoenderachtigen. Het roven van pluimvee door vossen is gekend (Van Den Berge & De Pauw, 2003).

Ook jonge lammeren worden in beperkte mate gedood en opgegeten door de vos. In Engeland is dit een belangrijke reden om vossen te bejagen en staan vossen in voor 5 tot 10% van het verlies aan lammeren. Een percentage dat vaak hoger gepercipieerd wordt door de schapenboeren zelf (Harris, 2004). In Nederland bedraagt deze vorm van vossenschade maximaal 0,69 gevallen per jaar per schapenbedrijf of 0,36% van alle aanwezige schapen per jaar (Mulder *et al.*, 2005). In Vlaanderen, waar relatief weinig schapen gehouden worden, speelt dit geen nagenoeg geen rol. Vossen spelen een cruciale rol in het ecosysteem door organisch afval, zoals kadavers, op te ruimen en zo bijvoorbeeld de verspreiding van ziektes te beperken (Schwartz *et al.*, 2018). Andere ecosysteemdiensten zijn gelinkt aan het verorberen van plaagsoorten zoals ratten, muizen en konijnen (Trout & Tittensor, 1989; Van Den Berge *et al.*, 2022a).

Vossen zijn voornamelijk actief tijdens de schemering en nacht, maar in de paartijd ook overdag. Ze zijn territoriaal hun territoriumgrootte varieert van minder dan 50 ha in stedelijke gebieden tot enkele vierkante kilometer in landelijke gebieden. In Vlaanderen variëren de territoria van minder dan één tot enkele vierkante kilometer. Binnen het territorium van een mannetje leeft minstens één vrouwtje, soms meer (Van Den Berge & De Pauw, 2003f). Een familiegroep bestaat in zijn elementairste vorm uit één paar vossen (1 dominant mannetje en 1 dominant wijfje), al dan niet aangevuld met 1 of 2 niet dominante (of secundaire) wijfjes ook wel tantes genoemd die zelf geen eigen nest grootbrengen maar wel aan de voortplanting kunnen deelnemen in uitzonderlijke omstandigheden (Casaer *et al.*, 2013).

Vossen hebben meerdere schuilplaatsen binnen hun territorium, voornamelijk bovengronds in dichte vegetatie zoals bos of hoog grasland. Voor de voortplanting worden vaak ondergrondse burchten gebruikt, soms zelf uitgegraven of uitgebreid uit bestaande konijnen- of dassenburchten. Vossen vestigen zich soms tijdelijk in actieve burchten van dassen, waarbij een ruimtelijke scheiding tussen beide soorten kan optreden. Binnen hun territorium hebben vossen meerdere burchten. Niet zelden kiezen vossen als geboorteplaats voor de jongen kunstmatige schuilplaatsen: betonbuizen, grote houtstapels, bouwvallige en verlaten gebouwen, etc. (Van Den Berge & De Pauw, 2003f).

#### *3.1.1.1.1.2 Densiteiten*

Binnen een bepaalde regio kan de dichtheid gedurende het jaar met factor 3 wijzigen (Reynolds, 2000). Om verschillende dichtheden met elkaar te vergelijken moeten dichtheden uit dezelfde periode van het jaar vergeleken worden. Het vergelijken van voorjaarsdichtheden is daar het meest geschikt voor gezien deze via geijkte monitoring het betrouwbaarst zijn. Uit studies in de Verenigde Staten, Finland, Zweden en het Verenigd Koninkrijk blijkt dat de hoogste vossendichtheid wordt aangetroffen in urbane gebieden, intensief agrarisch gebied en semi-natuurlijke landschappen waar bosjes en hagen plaats bieden voor burchten en waar een toppredator als de wolf of lynx ontbreekt (Roos *et al.*, 2018). De laagste dichtheden worden gevonden in naaldbossen en open velden. In de Britse vossenpopulaties variëren dichtheden van ongeveer één vos per vier vierkante kilometer tot vier (of meer) per vierkante kilometer; het gemiddelde is ongeveer twee dieren per vierkante kilometer. Er zijn echter extremen, van één koppel per 40 vierkante kilometer in heuvelachtige

gebieden in Schotland tot de grootste ooit geregistreerde populatiedichtheid (37 vossen per vierkante kilometer) in de stad Bristol begin jaren negentig (Wildlife Online, 2025a).

Van Gucht *et al.* (2010) rapporteren dichtheden variërend van 1 à 2 adulte vossen/km² in Vlaanderen. Gemiddeld werden er in Vlaanderen de laatste tien jaar, jaarlijks 12.536 (min 11.720 - max 13.328) geschoten vossen gerapporteerd met een variatie van 1,23 tot 1,54 vossen/100 ha gerapporteerd jachtveld (INBO, s.d.). Met Vlaanderen dat 13.522 km² telt, betekent dit dat er ongeveer 1 geschoten vos per vierkante kilometer wordt gerapporteerd. Het laatste decennium vertoonde het afschot van vos weinig fluctuaties. In de veronderstelling dat het afschot het afschot een goede proxy is voor de aanwezige populatie, en de populatie dus ook stabiel gebleven is de laatste jaren, dan zou dit willen zeggen dat het huidig afschot samen met de natuurlijke sterfte ongeveer overeenkomst met het jaarlijkse aantallen geboortes. In Vlaanderen wordt naar schatting een derde tot de helft van de vossen jaarlijks geschoten (Van Den Berge, 2025).

Een interessante referentie voor dichtheden van vos in meer natuurlijke Europese leefgebieden vinden we in Wit-Rusland, in gebieden waar sterk antropogene landschappen tot een minimum beperkt zijn en waar bossen afwisselen met graslanden in riviervalleien, glaciale meren en venen (Sidorovich, 2011). In een gebied met een hoge draagkracht (rijke kleibodems) bereiken vossen er voorjaarsdichtheden van 158 per 100 km², in een gebied met een lage draagkracht (arme zandbodems) bereiken vossen voorjaarsdichtheden van 26 per 100 km². Enkel in gebieden met een medium draagkracht (een mix van rijke en arme bodemtypes) slagen lynxen en wolven samen - in periodes waarin ze zelf hoge dichtheden bereiken - er in om de vossendichtheid te reduceren tot onder de draagkracht van het gebied: van 50-70 vossen per 100 km² tot 10 vossen per 100 km². In gebieden met een hoge draagkracht slagen lynxen en wolven er, ondanks hun hoge dichtheden, niet in om de vossenstand wezenlijk te reduceren. In gebieden met een lage draagkracht zijn de dichtheden van lynx en wolf zo laag dat vossen er in lage maar verzadigde dichtheden voorkomen (Sidorovich *et al.*, 2018).

In het antropogene INBO-vossenonderzoeksgebied in de Vlaamse Ardennen (naar Vlaamse normen goed vossenhabitat op rijke leembodem) stabiliseerde het aantal vossennesten zich in de laatste monitoringsjaren rond de 25 nesten per 100 km² (Van Den Berge, 2025). Wanneer we een succesvol nest representatief stellen voor een territorium bezet door een dominant paartje en aannemen dat er per territorium mogelijk 1 of 2 extra moervossen leven (Lloyd, 1981), en er verder rekening mee houden dat ca. 1 op 3 mannetjes in een gebied niet gevestigd maar zwervend is (Harris, 1986), kunnen we de voorjaarsdichtheid ruwweg schatten op 112 vossen per 100 km².

#### *3.1.1.1.1.3 Voortplanting en dispersie*

De paartijd of ranstijd loopt van december tot maart. Met een draagtijd van 50-52 dagen zien we dat in Vlaanderen de jongen geboren worden in de periode van februari tot mei met een geboortepiek in de tweede helft van maart (Casaer *et al.*, 2013). In de periode voorafgaand aan het werpen, gaan drachtige moeren zich meer en meer in de burchten ophouden. Vanaf februari zitten drachtige

moeren vrijwel altijd in een hol (Mulder, 2007). Bijna alle moeren worden vanaf hun eerste volwassen jaar loops en gedekt en kunnen jongen krijgen. Per territorium wordt normaal slechts één nest succesvol grootgebracht. Meestal is dit de worp van de dominante moer, maar meerdere wijfjesvossen binnen het territorium fungeren als interne buffer die alsnog een worp kunnen grootbrengen als de wop van de dominante moer niet gerealiseerd wordt. Regulatie van de reproductie gebeurt onder invloed van sociale interacties tussen de dominante moer en de tantes, onder meer door embryoresorptie of kannibalisme op de pasgeboren jongen (Van Den Berge *et al.*, 2007; Reynolds, 2000). De gemiddelde worpgrootte bedraagt circa zes jongen. Na de geboorte zullen de ondergeschikte vrouwtjes de dominante moer ondersteunen bij de zorg van haar jongen. De rekel draagt ook bij door voedsel aan te brengen (Van Den Berge & De Pauw, 2003f). Als de jongen nog maar enkele weken oud zijn en in het hol verblijven braakt de moer het voedsel op dat de rekel aanbracht, later als de welpen het hol zelfstandig kunnen verlaten draagt hij volledige prooien of delen van prooien naar het nest aan (Lloyd, 1981). De moer blijft lacterend tot een week of twaalf na de geboorte, maar de jonge vossen worden gespeend op zes tot acht weken (Wildlife Online, 2025b).

Vossenjongen blijven in directe binding met hun burcht tot eind mei of juni. Tijdens mei en juni voorzien de ouderdieren hun jongen intensief van voedsel. Ze richten zich op de meest voedzame en rendabele prooien, voornamelijk grote gewervelde dieren met veel dierlijk proteïne. In de zomermaanden (juli, augustus) zijn de vossenjongen nog nauwelijks gebonden aan de burcht, maar blijven ze binnen het ouderlijk territorium. De subadulten gaan dan steeds vaker zelf op voedselzoektocht, terwijl de moervos hen nog sporadisch voedt. In deze energetisch gunstige maanden op gebied van omgevingstemperatuur oefenen ze hun jachttechniek. Hun basisdieet bestaat uit gemakkelijk beschikbare voeding, zoals valfruit en overvloedige prooien (sprinkhanen, woelmuisnesten), terwijl grotere dieren een uitzondering vormen (Casaer, 2009).

Vanaf oktober komt een dispersiegolf onder deze jonge dieren op gang, waarbij een deel van de wijfjes en alle mannetjes het ouderlijk territorium verlaten. Mannetjes kunnen vele tientallen kilometers migreren, terwijl vrouwtjes vaak in hun geboortegebied blijven. Jonge vossen worden in hun eerste jaar vaak slachtoffer van verkeersongelukken of jacht, terwijl ervaren dieren tot 10-11 jaar oud kunnen worden (Van Den Berge & De Pauw, 2003f). In Vlaanderen zien we dispersieafstanden van gemiddeld ca. 14 km, met uitschieters tot ruim 30 km (Van Den Berge *et al.*, 2007). Uit Amerikaans onderzoek bleek echter dat dispersieafstanden kunnen variëren van 1 tot 478 km met een gemiddelde van 44,8 km voor alle vossen. Mannelijke en stedelijke vossen verspreiden zich verder dan respectievelijk vrouwelijke en vossen van het buitengebied. De tijd tussen verspreiding en vestiging is gemiddeld 41,2 dagen (2 tot 114 dagen), waarbij stedelijke vossen langer rondzwerven (Gosselink *et al.*, 2010). Naast de residerende, territoriale vossen zijn er ook niet-territoriale dieren, die een ‘zwervend’ bestaan leiden en de facto een populatiereserve vormen. Zij houden zich op tussen en deels overlappend met verschillende bestaande territoria (Casaer *et al.*, 2013).

*3.1.1.1.1.4 Terugkeer*

In de 19e eeuw verdween de soort uit het westen van Vlaanderen door ontbossing en uitroeiing, maar overleefde in enkele oostelijke regio's. Sinds de jaren ’60 werd de populatie ten zuiden van Samber en Maas bedreigd door hondsdolheid, maar dankzij een vaccinatiecampagne vanaf 1989 herstelde de populatie zich. Hierdoor konden vossen opnieuw het westen van Vlaanderen koloniseren, waarmee een einde kwam aan hun onnatuurlijke afwezigheid van meer dan een eeuw (Van Den Berge & De Pauw, 2003f). We zien dat tijdens de rabiësepidemie vossenpopulaties in Europa een significante daling ondergingen en zich op lagere dichtheden stabiliseerden dan ze in het verleden werden waargenomen. Een demografische toename volgde op de vaccinatiecampagnes en vossenpopulaties werden groter dan vóór de rabiësepidemie. Rabiësvaccinatie was niet de directe oorzaak van deze demografische wijziging, aangezien rabiësvrije gebieden zoals het Verenigd Koninkrijk dit ook ondervonden. De oorzaak van deze toename ligt waarschijnlijk in door mensen teweeggebrachte veranderingen in de omgeving (Delcourt *et al.*, 2022).

**3.1.1.1.2 Predatie van grondbroeders**

De vos is een veelbesproken soort als het op predatie aankomt (Teunissen *et al.*, 2005). De controverse omvat vooral (Heydon & Reynolds, 2000):

- het belang van predatie voor verschillende belangengroepen
- de effectiviteit van het beheersen en andere maatregelen
- de diervriendelijkheid van de verschillende methodes
- het ethische aspect

We zien een grote verscheidenheid aan rapporten en wetenschappelijke publicaties als het over de mogelijke effecten van de vos als predator gaat (zie ook hoofdstuk 4).

Uit een Nederlandse studie waarin de nesten en kuikens van kieviten en grutto's werden gevolgd, blijkt dat predatie op kuikens een aanzienlijk grotere rol speelt in reproductieverliezen dan nestpredatie of de predatie van eieren. Predatie van kuikens werd voor 80% veroorzaakt door vogels en voor 20% door zoogdieren. Zoogdieren zijn wel verantwoordelijk voor het grootste deel van de nestpredatie. Predatie is in deze studie de belangrijkste verliesfactor van nesten en in totaal verantwoordelijk voor een kwart van de verliezen (Teunissen *et al.*, 2005).

Onderzoekers zagen dat vossen betrokken waren bij nestpredatie, vooral in gebieden met de hoogste nestverliezen, maar geen belangrijke kuikenpredator waren. De meeste predatoren, inclusief de vos, waren slechts verantwoordelijk voor enkele procenten verlies. Uit temperatuurloggerdata bleek bovendien dat nestpredatie niet toenam aan het einde van de broedperiode, ondanks vocale kuikens in het ei (Teunissen *et al.*, 2005).

In een heranalyse van de gegevens komen Teunissen *et al.* (2008) wel tot het besluit dat het vooral vos is die verantwoordelijk is voor de nestpredatie, duidelijk meer dan de andere zoogdierpredatoren. Met die kanttekening dat de auteurs zelf benadrukken dat deze studie niet

representatief is gezien de gebieden met camera (n=6) net geselecteerd werden op de aanwezigheid van vos.

Een studie eveneens in Nederland (Teunissen *et al.*, 2020) vergeleek het afschot van vossen en afrastering in vijf gebieden. In vier gebieden was de predatie in afgerasterde zones veel lager (7%) dan in controlegebieden (78%). In Eemland, waar alleen afschot werd toegepast, daalde de predatie tot 63%. Dit suggereert dat afrastering effectief is voor de bescherming van grondbroeders, terwijl de effectiviteit van afschot beperkt lijkt, al moet dit voorzichtig geïnterpreteerd worden vanwege de beperkte uitvoering van afschot.

Ook Smith *et al.* (2011) beschrijven in een review over het gebruik van rasters en nestkooien, dat predatie hierdoor beperkt wordt. Dezelfde auteurs reviewden ook studies waarbij de predatoren geëlimineerd worden, en besluiten dat dit ook een gunstig effect heeft voor het behoud van kwetsbare vogelpopulaties. Het verwijderen van roofdieren door middel van afschot of verplaatsing is echter controversieel, duur en tijdrovend, en de resultaten zijn vaak tijdelijk (Smith *et al.*, 2010).

Een achtjarige studie (1996-2003) in het VK onderzocht de invloed van predatorbeheersing op het broedsucces en de populatietrends van kieviten in 11 gebieden. Hoewel het aantal vossen en kraaien daalde met respectievelijk 40% en 56%, had dit geen algemeen effect op het aantal mislukte nesten (3139 nesten) of kuikenoverleving (459 kuikens). De impact varieerde per locatie en was vooral merkbaar bij hoge predatordichtheden. In zes gebieden verdubbelde het broedsucces in jaren met predatorbeheersing. Er werd echter geen algemene invloed op de populatietrend vastgesteld. De studie pleit voor een beslissingsboom om te bepalen wanneer predatorbeheersing effectief is (Bolton *et al.*, 2007).

Een andere studie (2000-2007) in vier gebieden onderzocht het effect van predatorbeheersing bij vijf grondbroeders, waarbij aantallen vossen en kraaien respectievelijk met 43% en 78% gereduceerde werden. Dit leidde tot een verdrievoudigd broedsucces en een jaarlijkse stijging van broedaantallen met ≥14%, terwijl deze zonder beheer met ≥17% daalden. De studie benadrukt het belang van predatorbeheersing naast habitatherstel voor het behoud van bedreigde soorten (Fletcher *et al.*, 2010).

De Game & Wildlife Conservation Trust in het Verenigd Koninkrijk geeft aan dat jacht en bestrijding zinvol is om de predatiedruk te verlagen maar enkel en alleen wanneer bijvoedering en habitatherstel worden opgenomen in het programma (Hopgood & Dimbleby, 2024).

In een andere studie zien Mateo-Moriones *et al.* (2012) in tegenstelling tot hun eigen verwachtingen en andere studies dat het bejagen van vossen en eksters enkel de overlevingskansen van één maand oude kuikens van rode patrijs verhoogt maar niet deze van nesten en adulte dieren.

Deze voorbeelden illustreren de verscheidenheid in bevindingen als het over de effecten van predatie gaat. Het zijn dan ook McMahon *et al.* (2020) die aangeven dat de rol van predatie moeilijk te testen is, vanwege de schaarste aan gegevens over predatie in heel Europa.

#### 3.1.1.1.3 Beheer

Ook over de effecten van vossenbeheer en de impact op de vossenpopulatie zien we dat er niet altijd een wetenschappelijke consensus is. Ruette & Albaret (2011) vermoeden dat dit komt door de verschillende beheersinspanningen in relatie tot de verschillende dichtheden. Op het eerste zicht lijkt de vos goed bestudeerd te zijn, maar toch zijn er opvallend weinig bruikbare demografische gegevens voor een groot deel van zijn verspreidingsgebied. Ondanks 70 jaar aan gepubliceerde studies waren Devenish-Nelson *et al.* (2013) niet in staat om de effecten van het beheer op de demografie van vos te onderzoeken.

Er moet worden opgemerkt dat studies in het buitenland mogelijk vaak ver afstaan van de situatie in Vlaanderen. In het Verenigd Koninkrijk worden bijvoorbeeld jaarlijks zeer grote hoeveelheden jachtwild uitgezet: 47 miljoen fazanten, 10 miljoen rode patrijzen en 190 000 patrijzen (Aebischer, 2019). In combinatie met geschikt habitat leidt dit tot hoge dichtheden van vos én een hoge bestrijdingsgraad met een permanent hoge reproductieve respons tot gevolg (Roos *et al.*, 2018). Dit maakt dat het vertalen van verschillende onderzoeksresultaten naar de Vlaamse situatie steeds met de nodige omzichtigheid moet gebeuren.

Een niet onbelangrijk aspect bij het beheer van vos is de interactie tussen verschillende predatoren waaronder intraguild predatie. Van vos is bekend dat die een nadelige impact kan hebben op kleine marterachtigen. Door voedselconcurrentie of directe predatie verdween de hermelijn uit de Nederlandse duinengordel meer dan vermoedelijk als gevolg van de opkomst van de vos. Er werden toen ook verschillende dode bunzingen aangetroffen bij de voedselresten in enkele vossenburchten, echter zonder nadelige gevolgen voor de populatie. Bunzingen kunnen zich, in vergelijking met hermelijnen, door hun gestalte en agressief gedrag beter verdedigen (Mulder, 1990). Bestrijding van de vos kan dus mogelijk niet het gewenste effect bereiken omdat andere predatoren een deel van de niche van de vos dan overnemen, zoals nestpredatie.

Verschillende onderzoekers stelden vast dat de reproductie afneemt in vossenpopulaties bij hogere dichtheden of in jaren met schaarste aan voedsel, wanneer de populatiegrootte aanleunt bij de draagkracht van de omgeving. Dit gebeurt door een verminderde reproductieve prestatie in elke levensfase van de jonge vos, vanaf de bevruchting tot het spenen (Heydon & Reynolds, 2000). Andersom is dit dus ook het geval. Wanneer vossenpopulaties kunstmatig lager gehouden worden dan de draagkracht van het gebied, door bestrijding of bejaging, zal de reproductiviteit van de populatie toenemen.

Een overzicht van de compensatiemechanismen en de relatie tussen productiviteit, populatiedichtheid en al dan niet aanwezige voedselbronnen bij vossenpopulatie beschrijft Reynolds (2000) in zijn rapport:

- Bij hoge dichtheden hebben vossenpopulaties gemiddeld kleinere worpen en een hoger percentage moeren dat niet deelneemt aan de voortplanting.

- De productiviteit varieert jaarlijks sterk. Dit is afhankelijk van de voedselbeschikbaarheid. Vrouwtjes in goede conditie bij aanvang van het voortplantingsseizoen zijn vruchtbaarder en kennen minder embryonale sterfte tijdens de dracht. Wat beide resulteert in grotere worpen.
- Een beperkt experiment toonde aan dat de verwachte lage reproductie na een slecht woelmuizenjaar, omgekeerd kon worden door de vossen bij te voederen in de winter.
- Een schurftepidemie decimeerde een vossenpopulatie met 60% en gaf aanleiding tot meer jonge dieren in de winterpopulatie; hetzelfde zien we als de populatie intens bejaagd of bestreden wordt.
- Bij lage productiviteit zien we dat dit een gevolg is van een onderdrukking op alle stadia van het voortplantingssucces.
- Er is een hormonale stressreactie vastgelegd die tot een lagere reproductie leidt. Meerdere factoren kunnen deze stressreactie uitlokken: sociale interacties tussen de dominante moer en onderdanige moeren, tekort aan voedsel …
- Vergelijkbaar vermindert sociale stress de voortplanting bij vossen in de pelsdierhouderij.
- Rivaliteit tussen moeren binnen sociale groepen verlaagt de productiviteit door het doden van jongen van onderdanige moeren, dit zowel door de dominante moer als de onderdanige moeren zelf.
- Gelijkaardig bewijs van verminderde reproductie in relatie tot populatiedichtheid wordt ook waargenomen bij andere soorten zoals poolvossen, wasbeerhond, dassen en herten. Niet onbelangrijk gezien hormonale processen die de voortplanting en stressreacties bepalen bij alle zoogdieren vergelijkbaar zijn.
- In een Australische studie waarbij vossenpopulaties bestreden werden met vergif, zagen de onderzoekers een significante toename van het aantal ovulaties, implantaties en worpgrootte als reactie op de bestrijding. Deze toename was respectievelijk van 4,7 naar 7,2, van 4 naar 6,1 en van 3,5 naar 5,4 (Marlow *et al.*, 2016).

Het bejagen of bestrijden van een vossenpopulatie verandert dus niet de populatiedichtheid, maar wel de samenstelling van de populatie door het activeren van de compensatiemechanismen om de populatiedichtheid te herstellen. Het is voornamelijk de dispersie van het grotere aantal jonge vossen dat jacht- of bestrijdingsinspanningen teniet doen (Lieury *et al.*, 2015).

Baker & Harris (2006) vonden eveneens geen bewijs dat intensief afschot in de winter het aantal vossen verminderde en linken dit evengoed aan het gevolg van immigratie.

Kämmerle *et al.* (2019) concludeerden dat het afschot van vossen in beperkte gebieden niet resulteerde in een afname van het lokale predatierisico of in een verminderde kans om vossen te detecteren op de onderzochte locaties. Voor deze studie werd gebruikgemaakt van artificiële nesten om het effect van predatie op te volgen en het merendeel van de vossen werd geschoten op voederplaatsen tijdens de wintermaanden december tot en met februari. Het predatierisico bleek daarentegen vooral afhankelijk van de variatie in de populatiedichtheid van vossen in het omliggende landschap, waarbij vossen de belangrijkste nestrovers waren. De onderzoekers suggereren dat

grotere gebieden met een uniform afschotregime noodzakelijk zijn om de vossenpopulatie en het bijbehorende predatierisico tijdens de cruciale voortplantingsperiode van grondbroedende vogels significant te verminderen. Ze uiten echter twijfel over de haalbaarheid hiervan binnen het kader van recreatieve jacht in het Zwarte Woud, Duitsland. Een situatie die we ook in Vlaanderen kunnen verwachten, gezien ook hier het landschap opgedeeld is in plaatsen met en zonder bestrijding (natuurreservaten, verstedelijkt gebied) en dat de jachtinspanningen op vos niet overal hoog genoeg zullen zijn. De effecten van bejaging zijn dan van korte duur, gezien het mechanisme van snelle rekolonisatie. Een langdurige verlaging van de populatiedensiteit is waarschijnlijk dan ook niet realiseerbaar.

Anderzijds gaan bepaalde onderzoekers ervan uit dat intensieve bejaging en bestrijding, naast een lokale impact ook regionaal de populatiedichtheid verlaagt waardoor deze beduidend onder de draagkracht van de desbetreffende regio ligt en dat het doden van vossen dus kan dienen om de gevolgen van predatie te milderen (Heydon & Reynolds, 2000; Reynolds, 2000). Ook Lieury *et al*. (2015) geven aan dat ze in de Champagne regio, Frankrijk, met wisselende beheersinspanningen verschillende densiteiten kunnen nastreven. Dit lukt niet in Bretagne, waarbij duidelijk is dat het opgelegde regime praktisch niet haalbaar was. Dit gaat tevens gepaard met een jaarlijkse kost, zowel voor zij die de populatie controleren als de populatie zelf. Het doden van een groot aantal individuen leidt tot bezorgdheid over het dierenwelzijn (Lieury *et al.*, 2015). Over de effecten van intensieve bejaging op de verstoring van niet-doelsoorten is niet veel informatie beschikbaar. In Nederland zien ze mits het naleven van een door het bevoegd gezag goedgekeurd ecologisch werkprotocol geen significant negatieve effecten op Natura 2000-doelsoorten en habitattypen ten gevolge van additioneel vossenbeheer (Jansman & Lammertsma, 2020).

Zo ook zagen Comte *et al.* (2017) dat de inspanningen die gedaan werden om vossen te bestrijden om sanitaire redenen, namelijk het terugdringen van de prevalentie van vossenlintworm, resulteerden in een tegenovergesteld effect. Vossenlintworm leidt bij mens tot alveolaire echinococcose (HAE), een levensbedreigende parasitaire infectie, als gevolg van zijn rol als aberrante tussengastheer in de levenscyclus van de vossenlintworm (Cartuyvels *et al.*, 2022).

Gedurende een vier jaar durende studie in noordoost Frankrijk werd in het studiegebied de effectiviteit van nachtelijk afschot vanuit de wagen als extra maatregel bovenop de reguliere bejaging en bestrijding zoals in het controlegebied nagegaan en dit met het oog op het terugdringen van de prevalentie van vossenlintworm. In totaal werden 776 vossen gedood in het studiegebied van 693 km² en 245 vossen in het controlegebied van 585 km². Ondanks deze extra inspanning leidde het afschot niet tot een afname van de vossenpopulatie, maar nam de prevalentie van vossenlintworm juist toe van 40% naar 55%, terwijl deze in een aangrenzend controlegebied stabiel bleef. De toegenomen migratie van de jonge vossen als gevolg van de verhoogde reproductie zorgde ervoor dat deze dieren besmette uitwerpselen in het proefgebied verspreidden (Comte *et al.*, 2017).

Sinds 1 april 2015 krijgt men in het Groothertogdom Luxemburg niet langer toelating om vossen te bejagen. In het Groothertogdom Luxemburg is men van oordeel dat dieren niet zomaar aan hun omgeving onttrokken of gedood mogen worden. Dat kan enkel nog in deze gevallen:

- oogsten van jachtwild voor consumptie
- het bestrijden van invasieve uitheemse soorten
- sanitaire maatregelen (wildziekten, zoönosen)

Ook al was HAE een aandachtspunt, men koos ervoor om niet in te grijpen, omdat de studie van Comte *et al.* (2017) duidelijk een ander beeld liet zien (persoonlijke communicatie Laurent Schley 2024). Nu ongeveer 10 jaar later is de prevalentie van vossenlintworm bij vossen in het Groothertogdom Luxemburg van net geen 40% gedaald tot ongeveer 10% (Jacops & Schley 2022; persoonlijke communicatie Laurent Schley 2024). Deze dalende trend van de prevalentie van vossenlintworm in het Groothertogdom Luxemburg na het sluiten van de jacht op vossen bevestigt de studieresultaten van Comte *et al.* (2017) in noordoost Frankrijk.

Een onderzoek dat de nodige aandacht verdient is het werk van Lieury *et al.* (2015). Deze Franse onderzoekers werkten samen met jagers en lokale terreinbeheerders om de effecten van bejaging en bestrijding op de vossenpopulatie in kaart te brengen. Ze deden dat in vijf verschillende studiegebieden met een oppervlakte van 200 tot 300 km² in Bretagne (n=3) en de Champagne regio (n=2). De vossendichtheden werden geschat via nachtelijke tellingen met spot en langsheen lijntransecten. Het reproductievermogen werd berekend op basis van de autopsies van de gevangen vossen. Ze vergeleken hierbij de effecten van bejaging en bestrijding in drie verschillende periodes in het jaar: dracht (februari - maart), opgroeifase (april-juni) en dispersiefase (juli- januari). Er werd nagegaan hoe het aantal gedode vossen in verhouding met het aantal aanwezige vossen in het voorjaar (culling rate) de populatiegroei beïnvloedde. Daarbij bepaalden ze de culling rate om de populatiedichtheid op één vos per vierkante kilometer aan te houden, onderzochten ze of de reactie van de populatie op het afschot varieerde afhankelijk van de demografische context (relatie populatiedichtheid en draagkracht) en zochten ze naar de beste mogelijke manier om de compensatiemechanismen te beperken en dit met zo min mogelijke inspanningen en te doden dieren.

De jaarlijkse culling rate varieerde van 30 tot 176%. De onderzoekers stelden vast dat sterke positieve compensatiemechanismen de dichtheid herstelden en dat dit vooral een gevolg was van dispersie. Dit kan het beheer sterk bemoeilijken doordat de geografische context van dispersie vaak het gebied waar beheer wordt voorzien overstijgt. Vossen kunnen zich immers over lange afstanden verplaatsen. De gemiddelde dichtheid en draagkracht van de vijf studiegebieden bedroeg resp. 1,02 ±0,63 vossen/km² en 1,5 ±0,6 waarbij de dichtheden over de verschillende gebieden van varieerden van 0,3 tot 2,5 vossen/km². Om de vooropgestelde dichtheid van 1 vos/km² aan te houden met jaarrond te bestrijden moet 45% van de populatie gedood worden. Door de inspanningen te concentreren na de dispersiepiek in september kan de culling rate gereduceerd worden tot 25%. Een dergelijke aanpak zou niet alleen de kostprijs van het beheer maar ook de impact op het dierenwelzijn reduceren (Lieury *et al.,* 2015).

Het doden van vossen tijdens de dracht werd volledig gecompenseerd, vermoedelijk door verhoogde reproductie en overlevingskansen in de lente en door immigratie in de herfst. Ook tijdens de opgroeifase had het doden van vossen weinig invloed op de populatiedichtheid in het volgende jaar. Toch sluiten de onderzoekers niet uit dat het schieten van drachtige moeren een geschikte strategie kan zijn om predatie te beperken en raden ze aan om dit verder te testen (Lieury *et al.,* 2015).

De populatiedichtheid herstelt zich het best als de dichtheid aanleunt bij de draagkracht van een gebied en naarmate de draagkracht van een gebied groter is. De draagkracht van een gebied verandert in de loop der jaren weinig voor vos, ook niet door wisselend voedselaanbod tenzij in stedelijk gebied. Wel zien de onderzoekers dat wanneer de dichtheid aanleunt bij de draagkracht of niet, er andere compensatiemechanismen spelen. In gebieden waar de densiteit aanleunt bij de draagkracht, een situatie vergelijkbaar met Vlaanderen, speelt overleving van volwassen vossen die niet deelnemen aan de voortplanting een belangrijkere rol dan immigratie. In regio's waar het verschil tussen densiteit en draagkracht groot is, vormt immigratie dan weer het belangrijkste compensatiemechanisme. Soms zelfs zo extreem dat de dichtheid na het doden van de vossen de dichtheid van ervoor kan overtreffen (Lieury *et al.,* 2015; 2016).

Gezien dichtheid, draagkracht en de verhouding tussen beiden een belangrijke rol spelen in de te verwachten effecten roepen de onderzoekers op om gelijkaardige onderzoeken uit te voeren, om zo een sterk evidence based management uit te bouwen. Waarbij ze aanraden om jaarrond doden te evalueren met doden na dispersie en met het niet-doden van vossen. En om daarbij aandacht te schenken aan de effecten van het doden van vossen op populaties van jachtwild en beschermde soorten (Lieury *et al.,* 2015).

### 3.1.1.2 Steenmarter

#### 3.1.1.2.1 Leefwijze

Steenmarters behoren tot de grotere marterachtigen met een kop-romplengte van 40 tot 50 cm. Met hun lichtbruine vacht en grote witte keelvlek worden ze vaak verward met de boommarter wegens gelijkaardig uiterlijk (Van Den Berge & De Pauw, 2003d).

Steenmarters hebben geen specifieke biotoopvoorkeuren. Ze kunnen zowel vertoeven in een landelijke of bosrijke omgeving als in steden waar ze zich goed aanpassen aan de nabijheid van de mens. Hierdoor worden ze ook vaak als cultuurvolger beschreven (Van Den Berge, 2017; Van Den Berge *et al.*, 2012).

Steenmarters hebben een opportunistisch en generalistisch voedselgedrag: een uitgebreid gamma voedselbronnen die voorhanden zijn, behoren tot hun menu (Herr, 2008; Papakosta *et al.*, 2014). Dit gaat van insecten tot middelgrote zoogdieren, vogels en eieren, vruchten en bessen. In de nabijheid van menselijke bewoning kunnen ook pluimvee zoals kippen het risico lopen te worden gedood door steenmarters (Van Den Berge & De Pauw, 2003d).

Schuilplaatsen zijn belangrijk voor steenmarters om met temperatuurschommelingen om te gaan. Hierdoor zijn schuren of andere plaatsen met hooi of stro erg in trek. Maar ook houtstapels, holle bomen, nestkasten of zolders zijn geliefde schuilplaatsen voor steenmarter (Van Den Berge & De Pauw, 2003d).

De sociale organisatie van steenmarter wordt bepaald door zijn territoriale karakter. Typisch overlapt het territorium van een mannetje deels met dat van enkele vrouwtjes. Een territoriumgrootte kan erg variëren, gaande van enkele tientallen ha tot meer dan 800 ha, met kleinere territoria in stedelijke omgevingen (Genovesi *et al.*, 1997; Herr *et al.*, 2009). Steenmarters zijn hoofdzakelijk nachtactief maar kunnen ook dagactief zijn. Zo kunnen steenmarters 's nachts in hun zoektocht naar voedsel afstanden tot 10 kilometer afleggen. Dichtheden van steenmarters gaan van 1 tot 15 dieren per 10 km² (Balestrieri *et al.*, 2021; Herr *et al.*, 2009; Van Den Berge & De Pauw, 2003d).

De paartijd van steenmarters loopt van juni tot augustus. Na een uitgestelde implantatie worden 2-4 jongen geboren in het voorjaar (maart-april) die de eerste 8 weken in een nest worden gezoogd. Daarna gaan ze hun omgeving verkennen en verhuizen ze regelmatig van schuilplaats. Tegen het volgend voorjaar verlaten jongen meestal het moederlijke territorium (Van Den Berge *et al.*, 2012; Van Den Berge & De Pauw, 2003d).

Steenmarter was tot de jaren 1990 slechts fragmentarisch aanwezig in Vlaanderen. Een daadwerkelijke trendbreuk is vooral sinds de tweede helft van de jaren 90 merkbaar, wat geresulteerd heeft in een gebiedsdekkende aanwezigheid van steenmarter in Vlaanderen op vandaag. Voorheen deed zich een min of meer analoog fenomeen voor in verschillende van de ons omringende landen. Over de precieze oorzaak van de plotse trendbreuk is het grotendeels gissen. Zo wordt er verondersteld dat we mogelijk te maken hebben met een nieuw ecotype of zelfs genotype van steenmarters. De Oost-Vlaamse polders en de Antwerpse Noorderkempen waren de laatste ‘lege’ gebieden in Vlaanderen, maar die werden rond 2020 ook volledig ge(her)koloniseerd (Van Den Berge *et al.*, 2012; Van Den Berge & De Pauw, 2003d; Waarnemingen.be, s.d. c).

#### 3.1.1.2.2 Predatie van grondbroeders

Steenmarters hebben door hun uitgesproken opportunistisch voedselgedrag een zeer veelzijdig menu. Hun dieet is sterk plaatsafhankelijk en vormt een weerspiegeling van soorten die plaatselijk het talrijkst zijn of het gemakkelijkst te bemachtigen vallen (Van Den Berge, 2016).

Een dieetonderzoek van steenmarters op basis van uitwerpselen in Białowieża (Polen), toonde aan dat vogels over het hele jaar beschouwd het tweede belangrijkste voedselitem waren, na vruchten. In de lente waren vogels (en hun eieren) het belangrijkste voedselitem, gevolgd door kleine zoogdieren. Vruchten waren het belangrijkste item van de zomer tot de winter (Czernik *et al.*, 2016).

Veel dieetstudies wijzen op het belang van andere voedselbronnen zoals plantaardig materiaal (vooral vruchten), kleine zoogdieren en ongewervelden (Carvalho & Gomes, 2004; Barrientos & Virgós, 2006; Papakosta *et al.*, 2014).

De analyse van 785 maaginhouden van steenmarters, verzameld in Vlaanderen via het marternetwerk van het INBO, tussen 1998 en 2013, toonde aan dat vogels in 15,4% van de magen werden teruggevonden en eieren in 4,4% van de magen (Van Den Berge *et al.*, 2022b). Duiven en zangvogels (vooral tuinsoorten) vertegenwoordigen het gros van de opgegeten vogels. Er werden geen weidevogels aangetroffen en in minder dan 2% van de maaginhouden werden resten van fazant of patrijs (met inbegrip van eieren) gevonden (Van Den Berge, 2016; Van Den Berge et al., 2022a). Het gros van de geconsumeerde eieren waren van kippen en duiven, slechts 0,2 % van de eieren waren van fazanten en patrijzen (Eeraerts *et al.*, 2022).

Verder bevestigen de Vlaamse dieet-analyses het grotere belang van andere voedselbronnen zoals vruchten, huishoudelijk afval, knaagdieren en invertebraten. Zo staan ook ratten regelmatig op het menu (aangetroffen in 5,7% van de maaginhouden in voornoemde studie), die zelf ook nestpredatoren kunnen zijn (Van Den Berge et al., 2022a; 2022b; Eeraerts *et al*., 2022).

Het onderzoek van Teunissen *et al.* (2020) in Nederland noemt steenmarter als een van de belangrijkste nestpredatoren bij steltlopers, naast vos, (lokaal) das en hermelijn. Predatie door steenmarters speelt echter niet in alle weidevogelgebieden. In meer dan de helft van 58 onderzochte weidevogelgebieden in Friesland kwam uit onderzoek met cameravallen geen verhoogde nestpredatie door steenmarters naar voren (Jonge Poerink *et al.*, 2024).

Het is dus duidelijk dat predatie van steenmarters op grondbroeders heel sterk afhankelijk is van plaats en context.

### 3.1.1.3 Boommarter, bunzing, hermelijn en wezel

Steenmarters krijgen veel maatschappelijke aandacht - ook in relatie tot grondbroeders - omdat het een soort is die recent een opvallende en succesvolle comeback heeft gemaakt. Hoewel minder in de spotlights maken ook boommarter, bunzing, hermelijn en wezel deel uit van de predatoren-gemeenschap in Vlaanderen en delen zij ook leefgebieden met grondbroeders.

#### 3.1.1.3.1 Leefwijze

De **boommarter** lijkt uiterlijk erg op de steenmarter in grootte en kleur, waardoor er vaak verwarring is tussen beide soorten. Ook inzake biotoop is er overlap Hoewel bosrijk gebied hun voornaamste biotoop is, durven ze ook wel in menselijke omgeving te vertoeven. Boommarters hebben eveneens een veelzijdig dieet met knaagdieren, konijnen, vogels en hun eieren, bessen op hun menu. Boommarters zijn voornamelijk dagactief. Boomholtes worden gebruikt als nestplaats en ze hebben verschillende dagrustplaatsen (vogelnesten, ondergrondse holen, houtstapels). Net zoals steenmarters zijn ook boommarters territoriaal. Hun territoria hebben een grootte van 250 tot 500

ha. De voortplanting van boommarters is gelijkaardig aan die van steenmarters (Van Den Berge & De Pauw, 2003a). Boommarters werden tot recent als uiterst zeldzaam beschouwd in Vlaanderen, maar de laatste jaren is ook de boommarter aan een opmars bezig en verspreidt zich meer en meer over Vlaanderen. Inmiddels zijn de meeste bosrijke streken in Vlaanderen bezet (Van Den Berge *et al.*, 2015, Waarnemingen.be, s.d. a). We vonden geen studies die boommarter expliciet als predator van grondbroeders van het agrarische gebied opmerkten. Bro (2016) vermeldt de soort wel als één van de predatoren van patrijs of haar nest, in bosrijke omgeving.

De **bunzing** is met een kop-romplengte van 33-45 cm wat kleiner dan steen- en boommarter. Ze hebben een donkerbruine vacht met een grijs-witte kop en lichtere flanken. Deze soort kan kruisen met ontsnapte fretten waardoor er veel variatie kan zijn in kleurpatronen. Het is een generalistische predator die zich aanpast aan beschikbare voedselbronnen (amfibieën, kleine zoogdieren, vogels en hun eieren). Een biotoop met een gevarieerd landschap geniet de voorkeur. Ook bunzing heeft nood aan schuilplaatsen en dagrustplaatsen (holle boomstronken, houtstapels, ondergrondse holen, schuren, etc.). Het zijn territoriale en solitaire dieren, en ze zijn voornamelijk nachtactief. Voortplanting vindt plaats in het voorjaar, 4-6 jongen worden in mei-juni geboren (Bij12, 2024; Van Den Berge & De Pauw, 2003b). De bunzing komt gebiedsdekkend voor in Vlaanderen, al vertoont de populatie al jaren een dalende trend (Eeraerts *et al.*, 2022; Van Den Berge & Gouwy, 2012).

De **hermelijn** is een kleine marterachtige met een kop-romplengte van 21-29 cm. De staart heeft een opvallend zwarte punt. In de winter worden hermelijnen vaak volledig wit op de zwarte staartpunt na. Deze soort wordt typisch gevonden in randen van afwisselende landschappen en heeft graag vochtige terreinen. Ze zijn uitsluitend carnivoor met een gevarieerd dieet (kleine zoogdieren en vogels). Ook de hermelijn heeft nood aan schuilplaatsen (houtstapels, holen, schuren, etc.). Ze leven solitair en territoriaal en zijn ook dagactief. Hermelijnen krijgen veel jongen (4-13) die geboren worden in april-mei na een paarperiode in het voorjaar en een kiemrust van enkele maanden. Hermelijn komt gebiedsdekkend voor in Vlaanderen. Het is moeilijk uitspraken te doen over trends omdat de soort niet makkelijk wordt waargenomen (Bij12, 2024; Van Den Berge & De Pauw, 2003c).

De **wezel** is de kleinste marterachtige die in Vlaanderen voorkomt met een kop-romplengte van 13-24 cm. Ze zijn niet gebonden aan specifieke biotopen, wel aan de aanwezigheid van woelmuizen als hun voornaamste prooi. Ze zijn uitsluitend carnivoor en eten naast woelmuizen ook jonge konijnen, kleine vogels en eieren, kikkers en insecten. Door hun specialisatie in woelmuizen volgen hun aantallen de schommelingen van de woelmuizenpopulaties op. Wezels hebben nood aan schuilplaatsen die goed geïsoleerd zijn om hun warmteverlies als kleine soort te beperken. Wederom zijn ook wezels territoriaal, leven de dieren solitair en zijn ze dagactief. Voortplanting gebeurt in het voorjaar met gemiddeld 6 jongen en mogelijk 2 worpen per jaar. De jongen zijn al na 3 maanden geslachtsrijp waardoor de aantallen sterk kunnen toenemen in muizenrijke jaren. Ook deze soort is gebiedsdekkend aanwezig in Vlaanderen (Bij12, 2024; Van Den Berge & De Pauw, 2003e).

#### 3.1.1.3.2 Predatie van grondbroeders

In de review van Macdonald & Bolton (2008a) over predatie bij waadvogelnesten wordt hermelijn genoemd als een van de soorten die als predator van nesten van waadvogels wordt geïdentificeerd, al is dit in mindere mate dan vos, egel en meeuwen maar wel meer dan andere marterachtigen (Amerikaanse nerts, bunzing). Hermelijn en bunzing worden in de review van (Roos *et al.*, 2018) genoemd als mogelijke predatoren op eilanden waarin wordt gekeken naar predatie als limiterende factor voor vogelpopulaties in het Verenigd Koninkrijk, maar in veel mindere mate dan bijvoorbeeld vos of uitheemse soorten. In Nederland wordt naast steenmarter en vos, ook hermelijn als belangrijkste predator geïdentificeerd van legsels van weidevogels, bunzing blijkt een minder grote invloed te hebben en wezel wordt niet genoemd als predatorsoort (Teunissen *et al.*, 2020).

Onderzoek in Vlaanderen toonde reeds aan dat in 4,1% van de maaginhouden van bunzing (n=784) fazant en patrijs werd aangetroffen, terwijl bij hermelijn (n=62) en wezel (n=93) er geen resten van die soorten werden gevonden (Van Den Berge *et al.*, 2022a). Een verdere analyse van de maaginhouden toonde aan dat vogels vooral vroeg in de winter worden gegeten door bunzing en er een dalende trend was in het aandeel vogels dat werd gegeten door bunzing doorheen de jaren (1998-2013) (Eeraerts *et al.*, 2022). Verder werd aangetoond dat vogels (verdeeld over duiven, zangvogels, kippen, fazanten en patrijzen en ralachtigen) in 11,9% van de bunzing-magen, 9% van de hermelijn-magen en 2,3% van de wezel-magen werden aangetroffen. Vogeleieren werden in 8,4% van de bunzing-magen, 6,0% van de hermelijn-magen en 0% van de wezel-magen aangetroffen (Van Den Berge *et al.*, 2022b).

Het is duidelijk dat de impact van deze soorten als predator op grondbroedende akker- en weidevogels soort-, plaats- en situatieafhankelijk is.

### 3.1.1.4 Das

#### 3.1.1.4.1 Leefwijze

Met een gewicht van 7-17 kg zijn dassen onze zwaarste inheemse marterachtigen. Dassen leven in familiegroepen of ‘clans’ van 3 tot 6 dieren die gezamenlijk een territorium en burchten delen. Territoriumgroottes variëren van minder dan 100 tot 500 ha. Een optimaal dassenhabitat bestaat uit een gevarieerd kleinschalig landschap waar bossen, weiden, akkers en lineaire landschapselementen elkaar afwisselen. Dassen zijn alleseters, maar de belangrijkste voedselbronnen van dassen in onze streken zijn regenwormen, fruit en granen (Van Den Berge & De Pauw, 2003g).

De belangrijkste bolwerken van das in Vlaanderen bevinden zich sinds halfweg de jaren ’80 in Zuid-Limburg (Haspengouw en Voeren). De laatste decennia is de soort in Vlaanderen echter aan een trage maar gestage opmars bezig en plant ze zich intussen voort in wellicht elke Vlaamse provincie (Van Den Berge *et al.*, 2017).

#### 3.1.1.4.2 Predatie van grondbroeders

Maaginhoud-analyses op 215 dassen ingezameld door het Marternetwerk bevestigden ongewervelden (regenwormen), fruit en granen als belangrijkste voedselitems bij Vlaamse dassen. Vogels en vogeleieren werden in respectievelijk 0,9 en 0,7 % van de magen teruggevonden (Van Den Berge *et al.*, 2022b).

Een review van 110 dassendieetstudies over hun volledige areaal vond in het algemeen een lage presentie van vogels in het dieet van dassen: 5,55% over alle studies en 7.97% voor studies in Groot-Brittanië (Hounsome & Delahay, 2005).

MacDonald & Bolton (2008a) maakten een review van nestpredatie op waadvogels in Europa. Op 216 door camera's vastgestelde gevallen van nestpredatie waren er 12 door dassen.

In Auchnerran, Schotland werd in 2021 – ondermeer via gebruik van nestcamera's - een hoge predatiegraad van dassen op kievitnesten vastgesteld. Naar schatting 58% van de gepredeerde nesten werd door dassen veroorzaakt, ofwel 29 % van alle gemonitorde nesten. De auteurs vermeldden wel dat het een zeer droog voorjaar was waardoor regenwormen, een belangrijke voedselbron voor dassen, moeilijker bereikbaar waren, en waardoor de dieren wellicht meer ander voedsel moesten benutten (Parish, 2021).

Ook in Friesland werden dassen vastgesteld als predator van weidevogels (Fokkema *et al.*, 2024).

In een poging om de verspreiding van TBC in te dijken werd in proefgebieden in Zuid-Engeland tussen 2012 en 2017 afschot van dassen toegestaan. Een studie die het effect van deze maatregelen op broedvogelpopulaties binnen en buiten deze proefgebieden onderzocht vond geen significante effecten (Kettel *et al.*, 2020).

Bovenstaande studies geven een zeer uiteenlopend beeld van dassen als predator van grondbroeders. Toch zou op de langere termijn een conflict met de bescherming van weidevogels zoals in Schotland zich mogelijks ook in Vlaanderen kunnen voordoen, daar de soort zich al gedurende minstens een decennium succesvol voortplant op de rand van de kustpolders (INBO-carnivorendatabank). Zo kwamen dassen tot halfweg de twintigste eeuw nog voor in de streek rond Knokke en in het Asseneedse krekengebied (Van Den Berge *et al.*, 2017).

### 3.1.1.5. Goudjakhals

We noemen ook de goudjakhals, een Europese soort die een natuurlijke areaaluitbreiding kent, ook naar delen waar ze historisch niet voorkwamen. Doordat deze uitbreiding niet teruggaat op menselijk handelen, valt de soort buiten de definitie van geïntroduceerde (uitheemse) soorten (Trouwborst *et al.*, 2015; Hatlauf *et al.*, 2021). De verwachting is dat de soort zich op termijn ook in Vlaanderen zal tonen.

#### 3.1.1.5.1 Leefwijze

Goudjakhalzen zijn middelgrote hondachtigen. Met een kompromplengte van 71-85 cm en een gewicht van 6,13-13,7 kg (Twisk *et al.*, 2010) zijn ze groter dan vossen, maar aanzienlijk kleiner dan wolven. Een recente review gaf aan dat 90% van hun dieet bestaat uit kleine zoogdieren (54%) aangevuld met huisdieren, hoefdieren en plantaardig materiaal (vruchten, ...), waarbij de huis- en hoefdieren vooral als aas werden gegeten en niet als zelf gedode prooien. De goudjakhals geldt veeleer als een 'foerageerder' dan als een actieve jager, en vervult daarbij een positieve ecosysteemdienst als aaseter en consument van soorten die schadelijk zijn voor de landbouw (Lange *et al.*, 2021).

#### 3.1.1.5.2 Predatie op grondbroeders

Vogels zijn volgens de review van Lange *et al.* (2021) goed voor 3,8 % (uitgedrukt in geconsumeerde biomassa) van het dieet van goudjakhalzen in Zuid-Oost Europa.

In Estland heeft men onderzoek gedaan naar het effect van goudjakhals op grondbroedende weidevogels, door nestpredatie te vergelijken tussen gebieden waar de soort aanwezig was en gebieden waar de soort afwezig was. Waar aanwezig waren goudjakhalzen verantwoordelijk voor een gelijk aandeel nestpredatie op weidevogels als vossen. Maar de totale nestpredatie was niet groter dan in gebieden zonder jakhalzen. Predatie door jakhals was dus compensatorisch voor predatie door vos. De auteurs verklaren dit door het mogelijk negatieve effect van de aanwezigheid van jakhalzen op vossen (Kaasiku *et al.*, 2022a). Het mijden van jakhalzen door vossen werd inderdaad eerder experimenteel aangetoond (Scheinin *et al.*, 2006). Onderzoek in Noord-Italië vond een duidelijke segregatie tussen vos en goudjakhals op vlak van ruimtegebruik (habitat) en voedselkeuze, al dan niet via het mijden van vossen door jakhalzen. De auteurs concluderen dat er sprake is van nichepartionering tussen de twee soorten (Torretta *et al.*, 2021).

### 3.1.2 Uitheemse soorten

Vlaanderen kent een aantal roofdiersoorten die hier niet van nature voorkomen, zoals wasbeer, wasbeerhond en Amerikaanse nerts. De eerste twee soorten zijn uitgesproken omnivoor, terwijl de Amerikaanse nerts overwegend carnivoor is.

Voor **wasbeer** gaan meldingen uit het wild terug tot de jaren 1980, al betrof het toen dieren uit gevangenschap (Van Den Berge *et al.*, 2024). Ondertussen vestigde de soort zich in de ons omringende landen, en groeide de populatie er sterk (Salgado, 2018). Als gevolg van die uitbreiding valt de soort nu ook in Vlaanderen als gevestigd te beschouwen, met ruime marge voor verdere verspreiding. **Wasbeerhond** is daarentegen vooralsnog enkel sporadisch gemeld (D'hondt *et al.*, 2022). De soort is ruim aanwezig in Centraal-Europa, en een toekomstige opmars bij ons is daarom waarschijnlijk. **Amerikaanse nerts**, tenslotte, is in Vlaanderen (en naburige regio's) aanwezig, maar

waarnemingen zijn zeldzaam. Mogelijk is er sprake van een afnemende trend als gevolg van de intussen voltooide uitfasering van de pelsdierkweek in Vlaanderen (Decreet van 22 maart 2019).

In de review van Roos *et al.* (2018) wordt Amerikaanse nerts genoemd als een soort die prooisoorten vaak in aantal beperkt. Het is vooralsnog onbekend in hoeverre deze soorten een reële impact op grondbroedende weide- en akkervogels in Vlaanderen (zullen) hebben.

#### 3.1.2.1 Huiskat

##### 3.1.2.1.1 Leefwijze

De huiskat (*Felis catus*) is een gedomesticeerde soort. De meeste huiskatten zijn gebonden aan een thuis waar ze onderdak en eten hebben. Daarnaast vullen ze hun dieet aan met (woel)muizen en vogels. Ze kunnen tot meer dan 10 km van hun thuis worden aangetroffen. Huiskatten kunnen ook verwilderen en lijken dan in gedrag en levenswijze op de wilde kat (*Felis sylvestris*), zie verder. Ze brengen één worp per jaar groot (Twisk *et al.*, 2010).

De wat misleidende term 'zwerfkatten' omvat zowel gedumpte, achtergelaten huisdieren, als in het wild geboren dieren. Dergelijke zwerfkatten gaan zich wel degelijk ergens vestigen, maken vaak nog gebruik van door mensen aangebracht voedsel en komen dikwijls in groepen of concentraties voor.

De huiskat wordt als gedomesticeerde soort overal ter wereld als uitheems beschouwd (Trouwborst & Somsen, 2020). Zowel op Europese (Genovesi *et al.*, 2015) als op globale schaal (Bellard *et al.*, 2016) behoren huiskatten tot de top drie van de meest schadelijke uitheemse invasieve soorten.

In discussies over de impact van vrij lopende huiskatten op biodiversiteit in Vlaanderen wordt vaak verkeerdelijk de term 'verwilderde kat' gebruikt. Echte verwilderde katten komen in Europa in sommige dunbevolkte gebieden voor in lage dichtheden en hebben territoria vergelijkbaar met deze van wilde kat en andere inheemse middelgrote roofdieren. Ze jagen er, compleet onafhankelijk van de mens, vooral op woelmuizen en konijnen (Genovesi *et al.*, 1995; Liberg, 1984). In Vlaanderen is het voorkomen van echt verwilderde katten nauwelijks mogelijk: het overgrote deel van de loslopende katten komt automatisch in contact met mensen en met de vele als huisdier gehouden katten (Van Den Berge, 2011).

De problematiek van predatie door huiskatten stelt zich in onze streken door een brede waaier van vrijlopende katten, gaande van huisdieren tot zwerfkatten, en alle mogelijke gradaties daartussen.

In 2000 werd het aantal huiskatten in Vlaanderen door het Nationaal Instituut voor de Statistiek (Statbel) geschat op 850.000, in 2008 op 1.010.000 stuks (FOD Economie, 2010). Volgens een enquête uitgevoerd door IPSOS in april 2024 in opdracht van GAIA leven er in Vlaanderen intussen 1.814.000 huiskatten (Ipsos, 2024), ofwel 133 katten per km².

#### 3.1.2.1.2 Predatie van grondbroeders

De negatieve effecten van predatie door huiskatten op de biodiversiteit werden uitvoerig gedocumenteerd op eilanden (zie o.a. Medina *et al.* (2011) voor een overzicht), maar beperken zich hoegenaamd niet tot eilanden. In 2017 kwam een literatuurreview tot de conclusie dat er ondubbelzinnig bewijs is dat katten in staat zijn om meerdere processen op populatieniveau bij gewervelde dieren op het vasteland te beïnvloeden (Loss & Marra, 2017).

Huiskatten kunnen zeer hoge dichtheden bereiken, met name in dichtbebouwde gebieden waar veel mensen katten als huisdier houden. Een klassiek voorbeeld is Bristol (Verenigd Koninkrijk) waar 229 huiskatten per km² leven (Baker *et al.*, 2005). Maar ook in uitgesproken rurale gebieden vinden we hoge dichtheden van vrijlopende katten. Zo werd in Wisconsin (Verenigde Staten) geschat dat er 45 huiskatten per km² rondliepen (Coleman & Temple, 1993). Naarmate er meer bewoning in het landschap aanwezig is, neemt het aandeel vogels in het huiskattendieet ook toe (Van Den Berge, 2009). Specifiek voor Vlaanderen, gekenmerkt door zijn lintbebouwing en verspreide bewoning, betekent dit dat de predatiedruk door huiskat in het open gebied beduidend hoger zal liggen dan in het buitenland, waar bewoning zich veel meer beperkt tot dorps- en stadskernen (Van Den Berge, 2009). In gebieden met veel vrijlopende huiskatten kunnen de fenomenen hyperpredatie en surpluskilling spelen.

Schattingen van door huiskatten gedode aantallen prooien per jaar over grote regio's of landen worden bekomen via extrapolatie (bv Blancher, 2013: 100 tot 350 miljoen vogels in Canada; Loss *et al.*, 2013: 1,3 tot 4 miljard vogels in de Verenigde Staten, Krauze-Gryz *et al.*, 2019: 135,7 miljoen vogels in Polen, Knol, 2015: 141,5 miljoen vogels in Nederland). Dit geeft een idee over de omvang van predatie door huiskatten. Dit gegeven op zich leidt in de wetenschappelijke wereld al geruime tijd tot oproepen om in het beleid rond huiskatten de shift te maken van het aantonen van bewijs van impact op prooidierpopulaties naar het hanteren van het voorzorgsprincipe en het nemen van maatregelen om schade te vermijden (bv Calver *et al.*, 2011; Loss & Marra, 2017).

Toch blijft er op basis van deze schattingen onzekerheid over de precieze impact op populaties van prooidiersoorten (Baert *et al.*, 2017), ingegeven door de vraag of predatie door huiskatten compensatorisch dan wel additief is (Baker *et al.*, 2005).

Baker *et al.* (2005) stelde een predatiegraad vast van juveniele roodborsten, heggenmussen en huismussen die zo hoog is ten opzichte van de jaarlijkse aanwas, dat het studiegebied vermoedelijk een dispersie-sink is voor juvenielen. Dergelijke dipsersie-sinks kunnen een negatieve invloed hebben op de totale populatie. Deze studie vond plaats in een urbaan milieu en op tuinvogels, maar de verspreide bewoning en de dichtheid aan huiskatten in Vlaanderen is zo hoog dat we heel Vlaanderen in deze context als semi-urbaan kunnen beschouwen. Bovendien zijn akker en weidevogels als grondbroeders nog kwetsbaarder voor predatie door katten dan niet-grondbroeders (Kosicki, 2021), waardoor de resultaten van deze studie mogelijk ook voor akker- en weidevogels relevant zijn.

In Polen heeft men over het hele land het verband tussen de dichtheid aan huiskatten en de dichtheid van twee akkervogels in hun geprefereerd habitat onderzocht: de gele kwikstaart en de geelgors. Daaruit bleek dat de dichtheden van de twee voornoemde soorten in hun geprefereerde habitats afnam naarmate de dichtheid aan huiskatten toenam (Kosicki, 2021). De geobserveerde landelijke lagere dichtheden van gele kwikstaart en geelgors zijn niet louter het gevolg van de impact van bewoningsgraad omdat de analyse reeds vertrekt vanuit de voorkeur van gele kwikstaart en geelgors voor dun bebouwde gebieden. Deze resultaten weerspiegelen vermoedelijk niet enkel de directe impact van predatie - waar in de huiskattenliteratuur vaak op gefocust wordt - maar ook de impact van predatiemijding (zie 2.6. Predatormijding).

De angst die vogels hebben voor katten is een aspect dat vaak over het hoofd wordt gezien in analyses over de impact van huiskatten, maar heeft wellicht een grotere invloed dan predatie zelf (Preisser *et al.*, 2005). Zo heeft een studie aangetoond dat zelfs als de predatie van tuinvogels door huiskatten maar 1% bedraagt, de abundantie van zangvogels met 95% kan afnemen (Beckerman *et al.*, 2007).

Er bestaan geen specifieke studies over de impact van huiskatten op fauna in Vlaanderen. Wel werden om de effectiviteit van beheerovereenkomsten te evalueren in 16 landbouwgebieden (zowel akker- als weidegebieden) verspreid over Vlaanderen zowel broedvogels als predatoren gemonitord (De Bruyn *et al.*, 2019). Sommige van die gebieden (bv Lampernisse en De Moeren) behoren tot de meest dunbevolkte gebieden van Vlaanderen. Huiskatten werden in alle 16 gebieden aangetroffen. Het aantal bezoeken van huiskatten aan de onderzochte beheerstroken lag in dezelfde grootteorde als van vos. Vanuit het oogpunt van de grondbroeder is de kans op confrontatie met vos en huiskat dus ongeveer even groot.

In Nederland loopt momenteel een doctoraatsonderzoek naar de relatie tussen huiskatten en weidevogels (oa grutto's) met behulp van zenders, cameravallen en dieetonderzoek. Uit de eerste voorlopige resultaten blijkt dat huiskatten zich vaak kilometers ver van huis bevinden en soms dagenlang wegblijven, hoewel hun eigenaars zeggen dat hun katten in de buurt van de tuin blijven. Er blijkt ook dat veel huiskatten in de weilanden rondlopen, die er (o.a.) niet alleen kuikens van weidevogels, maar ook hun eieren eten (Popsig, 2024).

In de meest recente globale literatuurreview over de impact van vrij lopende huiskatten (Loss *et al.*, 2022) onderstrepen de auteurs dat er een enorme hoeveelheid wereldwijde literatuur beschikbaar is die de negatieve impact van huiskatten op biodiversiteit via predatie, angst, ziekte, hybridisatie en competitie aantoont. De review ondersteunt ook conclusies uit eerdere studies die de negatieve impact op prooidierpopulaties hebben aangetoond. Desondanks blijft er controverse, misverstanden en desinformatie over de impact van vrij lopende katten en hun beheer.

Voor wat betreft de grondbroedende akker- en weidevogels bestaat er dus weinig informatie, maar op basis van alle verzamelde informatie leidt het geen twijfel dat vrijlopende huiskatten een rol kunnen spelen in predatieverliezen.

#### 3.1.2.1.3 Beheer

Het beheer van huiskatten moet erop gericht zijn om de effecten van hyperpredatie zoveel mogelijk te milderen door het aantal vrij lopende huiskatten drastisch naar beneden te halen (Van Den Berge, 2011). Ondanks een ruime en reeds langdurige wetenschappelijke consensus dat de TNR-methode (Trap-Neuter-Release) bij zwerfkatten zijn doel volledig voorbij schiet en zelfs contraproductief werkt (Dauphine & Cooper, 2009; Loss *et al.*, 2022), neemt het gebruik van de methode de laatste jaren wereldwijd toe (Loss *et al.*, 2022).

Er gaapt een kloof tussen de wetenschappelijke aanbevelingen om zwerfkatten zoveel mogelijk te verwijderen uit het landschap en huisdieren binnen te houden, en het gebrek aan implementatie en handhaving in het Europese beleid (Trouwborst & Somsen, 2020).

## 3.2 Omnivoren

### 3.2.1 Everzwijn

Ook everzwijnen, een typische omnivoor, worden soms aangehaald als nestpredator bij grondbroedende vogels (Ballari & Barrios-García, 2014; Barrios-Garcia & Ballari, 2012; Massei & Genov, 2004). Everzwijnen zijn na een afwezigheid van meer dan 60 jaar sinds 2006 terug in Vlaanderen en zijn sindsdien aan een stevige opmars bezig (Rutten *et al.*, 2019) waardoor ze momenteel voorkomen in Limburg, het oosten van Antwerpen en het zuiden van Vlaams-Brabant (zie faunabeheer.inbo.be voor de meest recente verspreidingsgegevens). Tot op heden zijn er geen onderzoeken gebeurd in Vlaanderen naar de impact van everzwijnen op grondbroedende akker- en weidevogels. Echter, de huidige verspreiding van everzwijn in Vlaanderen wordt in de eerste plaats verklaard door de aanwezigheid van naaldbossen, gevolgd door de aanwezigheid van loofbossen en mais (Rutten *et al.*, 2019), waardoor er actueel weinig overlap met het habitat van grondbroedende akker- en weidevogels is.

Onderzoek naar nestpredatie door everzwijn gebeurt meestal met kunstnesten. Dit kan een vertekend beeld geven over het reële predatierisico (zie ook 7.2.3).

Een studie uit Zweden m.b.v. artificiële nesten van steltlopers heeft aangetoond dat everzwijnen, na vossen, de tweede meest belangrijke nestpredator waren, maar dat er in het algemeen wel minder predatie is in gebieden waar everzwijnen voorkomen (54%) in vergelijking met gebieden waar geen everzwijnen voorkomen (87,5%). Dit is mogelijk te verklaren door habitatvoorkeuren van everzwijnen (hoge vegetatie, toegankelijke waterdiepte) in vergelijking met het voorkomen van steltlopers (Carpio *et al.*, 2016). Een studie uit Spanje, waarbij everzwijn werd geïdentificeerd als belangrijkste nestpredator, vond een positief effect op de reproductie van beschermde soorten door het omheinen van gebieden tegen everzwijnen. Predatie (ook van andere predatoren) lag binnen de omheinde gebieden op 38% van nesten van rode patrijs en buiten de omheining op 50% van de nesten (Carpio *et al.*, 2014). Ook in Italië werd everzwijn als belangrijkste nestpredator gevonden

(36% van gepredeerde artificiële nesten volgens (Mori *et al.*, 2021) en 22,8% volgens (Santilli & Senserini, 2016) voor fazantnesten). In Tsjechië werd everzwijn vastgesteld als nestpredator van hazelhoen m.b.v. artificiële nesten maar hadden andere predatoren een grotere impact (39% door steenmarter, 25% door raaf, 22% door vos, 7% door everzwijn) (Cukor *et al.*, 2021).

Een studie in Estland m.b.v. artificiële nesten vond een verhoogd predatierisico (niet enkel door everzwijn, maar ook andere predatoren) van nesten in de buurt van aankorrelplaatsen van everzwijnen (Oja *et al.*, 2015). Dit verhoogd predatierisico was aanwezig tot 4 jaar nadat een aankorrelplaats was gestopt. Ook in Polen werd dit verhoogd predatierisico van nesten bij aankorrelplaatsen vastgesteld (Selva *et al.*, 2014).

Niet enkel nesten worden leeggeroofd door everzwijnen. Er worden ook resten van vogels teruggevonden in maaganalyses (gemiddeld 2,3% van maaginhoud, kan ook als aas worden gegeten) (Giménez-Anaya *et al.*, 2008).

### 3.2.2 West-Europese egel

De West-Europese egel komt verspreid over Vlaanderen voor. We vinden ze terug in verschillende habitattypes, zowel in rurale als verstedelijkte gebieden. Randzones, waar open en gesloten vegetatie elkaar afwisselen (zoals parken, tuinen en kleinschalige landbouwzones), herbergen doorgaans veel egels (0,2 tot meer dan 2 egels/ha) (D'Havé, 2003). Er blijken grote verschillen in densiteiten op te treden tussen ruraal en verstedelijkt gebied. De dichtheid in verstedelijkt gebied is veel hoger, vermoedelijk door de aanwezigheid van antropogeen voedsel en bescherming tegen extreme klimaatomstandigheden tijdens de winter (Hubert *et al.*, 2011). De home range van jonge egels verschilt van studie tot studie van enkele hectare groot tot 15 ha. Voor volwassen mannetjes loopt dit op tot 30 ha. De leefgebieden van egels overlappen elkaar weliswaar, maar voor het overige leven ze solitair, zonder daarbij evenwel territoriaal gedrag te vertonen (D'Havé, 2003; Rasmussen *et al.*, 2019).

Bij het vallen van de duisternis worden egels actief en verlaten ze hun nest. Tijdens hun nachtelijke tochten leggen de vrouwtjes gemiddeld 500-1.000 m af op een nacht. Volwassen mannetjes leggen meestal grotere afstanden af dan vrouwtjes, vooral tijdens de voortplantingsperiode. De voortplantingstijd is de enige periode waarin egels contact hebben met elkaar (vrouwtjes met mannetjes en met hun jongen).

Egels houden een winterslaap die eind september tot half december begint en doorloopt tot in maart of april. Egels in winterslaap worden tijdens deze periode regelmatig terug actief en kunnen dan het nest verlaten om te foerageren of van nest te wisselen (Rasmussen *et al.*, 2023).

De voortplantingsperiode van de egel begint kort na de winterslaap en loopt door tot juli. Het vrouwtje zal, na een dracht van ongeveer 35 dagen, gemiddeld 4 tot 7 jongen werpen. Na 5-6 weken worden de jongen zelfstandig en verlaten ze het nest voorgoed. Dispersie is bij egels eerder zeldzaam

en hoofdzakelijk beperkt tot de eerste levensmaanden. Jonge dieren zoeken tijdens deze eerste maanden van zelfstandigheid een eigen leefgebied en blijven daar gewoonlijk voor de rest van hun leven (D'Havé, 2003).

Egels zijn insectivore zoogdieren maar in de praktijk zijn ze eerder omnivoor. Ze voeden zich voornamelijk met kleine ongewervelden, zoals kevers, regenwormen, slakken en rupsen. Daarnaast eten ze in mindere mate kleine gewervelde dieren, waaronder jonge muizen, amfibieën en vogels, evenals aas, plantaardig materiaal en etensresten van mensen. Eieren vormen eveneens een geliefde voedselbron. Er zijn talrijke waarnemingen van egels die kippenrennen binnendringen om eieren te stelen. Buitenlandse studies (zie verder) suggereren dat dit gedrag de populaties van grondbroedende vogels lokaal kan bedreigen. Dit doet vermoeden dat ook in Vlaanderen de impact van egels op het mislukken van broedsels wordt onderschat. Het dieet van de egel wordt grotendeels bepaald door de beschikbaarheid van voedsel in zijn leefgebied, waarbij enkele prooitypes vaak de boventoon voeren (D'Havé, 2003).

Rasmussen *et al.* (2023) noteren dat de egelpopulatie in meerdere West-Europese landen achteruit gaat, of dat er op zijn minst een vermoeden van is. Ook in Vlaanderen zien we dat de egelpopulatie achteruit gaat (Van der Veken *et al.*, 2019).

We vonden bijna geen studies die effectief de impact van egels op nestsucces meten. De enige studie komt van enkele Schotse eilanden met veel broedende steltlopers, waar de soort in 1974 werd geïntroduceerd. De egel had er een belangrijke impact op het nestsucces. In een exclusie-experiment met rasters in 1998, op twee verschillende locaties, toonde aan dat binnen de omheinde testgebieden het nestsucces van de steltlopers ongeveer 2,4 keer zo hoog was als in aangrenzende controlegebieden (Jackson, 2001). Gelijkaardig, in dezelfde regio, toonden onderzoekers aan dat het nestsucces van 5 verschillende soorten steltlopers hoger lag op plaatsen waar egels weinig voorkomen (North Uist) in vergelijking met plaatsen waar ze talrijk zijn (South Uist) (Calladine *et al.*, 2017). De bedenking moet hier gemaakt worden dat studies op eilanden die voorheen grondpredator-vrij waren weinig relevant zijn voor de Vlaamse situatie. Niet alleen is dit bij ons nooit zo (geweest), de lokale grondbroeders tonen soms weinig afweergedrag tegen nieuwe grondpredatoren en er speelt nauwelijks of geen competitie met andere grondpredatoren. Op zulke plaatsen nemen soorten dan soms niches in die ze normaal niet zouden innemen, zoals huismuizen die zeevogels levend opeten op het afgelegen eiland Gough in de Atlantische Oceaan (Cuthbert *et al*., 2016).

Bij een grote Nederlandse studie met wildcamera's en gezenderde jongen van een 700-tal weidevogelnesten verspreid over het land, werd maar tweemaal een egel als ei-predator gevonden: eenmaal kievit, eenmaal grutto (Teunissen *et al.*, 2005).

De effecten van predatie door egels werden in Vlaanderen nog niet bestudeerd. Wel zien we dat egels frequent worden opgemerkt in akkerranden. Na bruine rat bleek egel de meest voorkomende

van de negen predatorsoorten die gemonitord werden in een studie naar de effecten van beheerovereenkomsten op populaties van landbouwvogels in Vlaanderen (De Bruyn *et al.*, 2019).

Het is niet onwaarschijnlijk dat de egel ook in Vlaanderen één van de vele mogelijke ei-predatoren zal zijn.

## 3.3 Roofvogels

### 3.3.1 Algemeen

Op Europese schaal zijn er slechts drie roofvogels die een aanzienlijk aandeel jachtwild in hun dieet (kunnen) hebben: giervalk, havik en steenarend (Valkama *et al.*, 2005), Lokaal kunnen ook kiekendieven, buizerds, havik- en dwergarenden en slechtvalken prederen op jachtwild. Wanneer we alle grondbroedende vogelsoorten in beschouwing nemen, komen daar nog enkele andere soorten roofvogels bij. Roofvogels prederen nagenoeg uitsluitend op kuikens en adulte vogels. Eieren worden nauwelijks door roofvogels gepredeerd, met uitzondering van bruine kiekendief (Teunissen *et al.*, 2020; van der Velde *et al.*, 2020).

In Vlaanderen voorkomende roofvogels die geassocieerd worden met predatie van grondbroedende vogelsoorten zijn buizerd (jaarrond), bruine kiekendief (zomer), havik (jaarrond), sperwer (jaarrond), slechtvalk (jaarrond), torenvalk (jaarrond) en blauwe kiekendief (winter). We zullen ons in deze tekst dan ook beperken tot deze soorten.

### 3.3.2 Buizerd

#### 3.3.2.1 Leefwijze

Buizerd is een van de meest wijdverspreide en vermoedelijk ook de talrijkste roofvogelsoorten van Europa. De soort komt tegenwoordig in de meeste landschapstypes in Vlaanderen voor, als er maar bomen staan. In tegenstelling tot soorten als sperwer en slechtvalk past buizerd zich echter nauwelijks aan echt urbane milieus aan.

Buizerds maken hun nest in grote bomen, vaak dicht bij een bosrand. De 2-4 eieren worden in april gelegd. De broedtijd is 33-35 dagen. De jonge vogels vliegen uit na 50-60 dagen, dus tegen eind juli. De jongen worden daarna nog 1,5-2 maanden door beide ouders gevoederd. In de loop van september verlaten ze dan het ouderlijk territorium op zoek naar een eigen overwinteringsplek. De oudervogels blijven zo mogelijk een leven lang bij elkaar.

Buizerds hebben een gevarieerd dieet, wat mee verklaart waarom ze momenteel tot de meest succesvolle roofvogelsoorten behoren. Hun menu bestaat voornamelijk uit kleine zoogdieren, maar ze eten ook vogels, amfibieën, insecten, regenwormen en aas. Wat vogelprooien betreft, gaat het vooral om jonge vogels, waaronder ook soorten als steltlopers en hoenderachtigen. Grondbroeders maken dus deel uit van het brede voedselspectrum van buizerd. De buizerd is een passieve jager die

vanop een uitkijkpost naar een prooi vliegt, of zelfs te voet in het geval van regenwormen. Bij sterke wind kunnen ze ook bidden (Orta *et al.*, 2022; Walls & Kenward, 2020).

Halverwege de 20ste eeuw was de Vlaamse buizerdpopulatie gedecimeerd. In de jaren ’60 en ’70 werd de populatie geschat op slechts een tiental broedparen (Lippens & Wille, 1972). Dankzij wettelijke bescherming zette zich kort daarna een herstel in. Momenteel komt de soort overal in Vlaanderen voor, met de hoogste dichtheden in gebieden met veel bosjes of bossen. De Vlaamse broedvogels zijn standvogel, maar worden ‘s winters aangevuld buizerds uit Noord-Europa die dan ook in meer open gebieden te vinden zijn. Momenteel wordt de Vlaamse broedpopulatie op 3.000 tot 4.500 paren geschat. De winterpopulatie wordt geschat op 8.000 tot 12.000 buizerds (cijfers Vlaamse Vogelatlas 2020-2024, nog niet gepubliceerd). De trend van de broedvogels is lineair toenemend met 4,4% per jaar sinds 2007, wat neerkomt op een verdubbeling (Onkelinx *et al.*, 2024). Naar verwachting zal stilaan een verzadiging worden bereikt, zoals in onze buurlanden het geval is (PECBMS, s.d. c; Sovon, s.d. b).

De resultaten van de nieuwe Vlaamse Vogelatlas 2020-2024 (in voorbereiding, Vogelatlas.be, 2025) leren dat een dichtheid aan broedparen meestal 4 tot 10 per 25 km² bedraagt, met gemiddeld lagere dichtheden in de meer open gebieden van West-Vlaanderen, en wat hogere dichtheden in halfopen en bosrijke streken. ’s Winters bedraagt de dichtheid meestal 11 tot 25 vogels per 25 km².

#### 3.3.2.2 Predatie van grondbroeders

Hoewel kleine zoogdieren zoals konijnen en muizen het hoofdbestanddeel van het dieet van buizerd vormen, kunnen ze bij een gering voedselaanbod ook grondbroedende vogels prederen, voornamelijk kuikens (Orta *et al.*, 2022; Reif *et al.*, 2004; Selås, 2001; Selås *et al.*, 2007). Verschillende studies suggereren echter dat hun totale impact op de populaties van deze soorten eerder gering is (Park *et al.*, 2008).

Turner & Sage (2003) onderzochten het lot van 486 uitgezette fazanten in het Verenigd Koninkrijk. Hiervan werd 36% gepredeerd, hoofdzakelijk door vos, terwijl minder dan 1% door roofvogels werd buitgemaakt. Kenward *et al.* (2001) rapporteerden dat buizerds 4,3% van de vrijgelaten jonge fazanten in het VK predeerden, terwijl Harradine *et al.* (1997), in Parrott (2015) dit percentage op 3,4% schatten. In landschappen met voldoende dekking en weinig uitkijkposten bleek predatie verwaarloosbaar. Ook in de winter vormt jachtwild slechts een klein deel van het dieet. Francksen *et al.* (2016) vonden in een uitgebreide studie in het Verenigd Koninkrijk dat hoenderachtigen in twee opeenvolgende winters respectievelijk slechts 1,1% en 0,6% van de prooien uitmaakten. In West-Finland was de predatie-impact door broedende buizerds op adulte en juveniele kor- en hazelhoenders 0,8-1,4% (Valkama *et al.*, 2005).

Bro (2016) noemt buizerds slechts als een mogelijke predator van adulte patrijzen. In Frankrijk wordt buizerd, naast kleine marterachtigen, blauwe kiekendieven en huiskatten, genoemd als predator van broedende (gezenderde en vrijgelaten) kwartelhennen, maar zonder kwantitatieve gegevens (Guyomarc’h, 2003).

Valkama *et al.* (2005) vonden dat enkele Zweedse buizerds zich tot uitgezette en wellicht behoorlijk tamme fazanten gingen wenden in de buurt van uitvliegkooien. Op die manier 'leren' ze makkelijker om dergelijke voor hen ongebruikelijk grote prooien te vangen. Dit effect kan ook voor andere predatoren gelden. Het kan een rol spelen in studies die uitgevoerd worden in jachtgebieden waar hoenderachtigen worden uitgezet of massaal bijgevoederd, en zo tot abnormaal hoge predatiepercentages leiden.

De predatiedruk op grondbroeders kan variëren in de tijd, afhankelijk van de beschikbaarheid van alternatieve prooien. Reif *et al.* (2004) onderzochten de relatie tussen het aanbod van veldmuizen en predatie door buizerds op moerassneeuwhoenders. In de jaren na een piek in de muizenstand was de predatie op moerassneeuwhoenders het hoogst.

Predatiestudies in Nederland tonen aan dat buizerds opportunistische nestpredatoren zijn, waarbij hun invloed op weidevogelpopulaties afhankelijk is van habitatstructuur en de beschikbaarheid van alternatieve prooien. In een uitgebreide Nederlandse studie van Teunissen *et al.* (2005) werd buizerd genoemd als een van de drie belangrijkste predatoren, verantwoordelijk voor 12% van de kuikenverliezen. Gruttokuikens vielen vaker ten prooi aan buizerds dan kievitkuikens. Blauwe reigers (18%) en kleine marterachtigen (15%) vervolledigden de top drie (Schekkerman *et al.*, 2009).

Er bestaat echter een reële kans dat de rol van vos en zwarte kraai door de gebruikte methodiek werd onderschat. Volgens Oosterveld (2011) zouden deze twee soorten verantwoordelijk kunnen zijn voor respectievelijk maximaal 42% en 26% van de predatie, waardoor ze mogelijk de belangrijkste predatoren zijn. Junker *et al.* (2006) onderzochten in Duitsland de predatie van kievitkuikens met behulp van zenderonderzoek en identificeerden twaalf soorten vogels en zoogdieren als predatoren. Buizerd en hermelijn waren de belangrijkste predatoren, maar ook hier geldt de kanttekening dat de rol van vos en zwarte kraai mogelijk werd onderschat.

Bijlsma *et al.* (2007) onderzochten prooiresten op horsten van buizerds in Friesland en stelden vast dat weidevogels slechts een klein deel van hun dieet uitmaakten: naar aantallen 5,2% en naar biomassa slechts 1,9%. Roodbergen *et al.* (2010) rapporteerden dat buizerds verantwoordelijk waren voor 3 van de 29 gepredeerde grutto- en kievitkuikens in een onderzoek in Friesland. In Vlaanderen blijkt buizerd echter een grotere invloed te hebben op de overleving van jonge wulpen. In het onderzoek van Nijs *et al.* (2024) werd predatie als zekere doodsoorzaak gevonden bij 18 van 56 opgevolgde kuikens van wulp. Daarvan werden er 12 door buizerd gepredeerd, 1 door oehoe, 1 door vos en 4 door een ongedetermineerd zoogdier. Van de meeste kuikens in het onderzoek was de doodsoorzaak niet bekend.

Van der Vliet *et al.* (2008) onderzochten in Nederlandse graslandgebieden de impact van roofvogelnesten op weidevogeldichtheden. Binnen een straal van 400 meter rond bewoonde nesten van buizerds, zwarte kraaien en eksters werden lagere dichtheden van scholeksters, grutto's, kieviten, tureluurs, veldleeuweriken en graspiepers vastgesteld. Grutto's en veldleeuweriken bleken het meest gevoelig, terwijl scholeksters en kieviten minder beïnvloed werden. Volgens de auteurs

heeft de voorkeur van weidevogels om in open gebieden te broeden mede te maken met de mogelijkheid om predatoren tijdig te zien aankomen.

## 3.3.3 Bruine kiekendief

### 3.3.3.1 Leefwijze

De bruine kiekendief is een broedvogel van voornamelijk waterrijke gebieden in grote delen van Europa. In Vlaanderen is dat vooral in de kustpolders, de grote riviervalleien en plaatselijk in open landbouwgebied. Ze jagen veel boven rietkragen maar ook in landbouwgebied met veel sloten of bufferstroken. Hun jachtmethode is typisch voor kiekendieven: laag over open gebied patrouilleren, goed kijken en luisteren en de prooi dan snel bij verrassing grijpen.

In de loop van april bouwen ze hun goed verborgen nest op de grond, meestal in rietvelden, graslanden of graanakkers. De 3 tot 5 eieren komen na 30 tot 35 dagen uit. Beide ouders slepen voedsel aan voor de jongen, maar het vrouwtje blijft op het nest zolang de jongen heel klein zijn. De jongen vliegen uit na 6 tot 8 weken, rond half tot eind juli. Kort daarna vertrekken ze naar Afrika om pas na anderhalf jaar terug te keren en zelf te gaan broeden. Nesten in gras of graan zijn kwetsbaar voor uitmaaien. Daarom bestaan er lokaal nestbeschermingsprojecten. Goed bereikbare nesten worden geregeld gepredeerd, bv. door vos. Dit kan gebeuren door een lage waterstand in een rietkraag of door een spoor te maken tijdens de nestbescherming. Noordelijke populaties, zoals de onze, zijn uitgesproken trekvogels en overwinteren in Sub-Sahara-Afrika. Zuidelijke populaties daarentegen zijn standvogels of maken slechts korte trekbewegingen. Het aantal overwinteraars in Vlaanderen neemt toe door de klimaatverwarming. Vogels op trek kunnen eender waar opduiken (Keller *et al.*, 2020; Orta *et al.*, 2020b).

Door sterke vervolging was de populatie bruine kiekendieven halverwege de 20ste eeuw drastisch afgenomen. Dankzij betere bescherming en groeiende populaties in de buurlanden nam het aantal langzaam toe. In 2000-2002 bedroeg de populatie 140-160 paren. De toename ging gepaard met een toenemend gebruik van landbouwgewassen, zoals granen, als (droge) broedplaatsen (Vermeersch *et al.*, 2004). De huidige populatie wordt geschat op 170-200 broedparen. De Europese langetermijntrend vertoont een sterke stijging, maar de korte termijn trend is stabiel tot licht dalend (Keller *et al.*, 2020; PECBMS, s.d. d)

Eind vorige eeuw overwinterden hooguit 10 bruine kiekendieven in Vlaanderen (VLAVICO, 1989), tegenwoordig zijn dat er al ruim 100 tot misschien zelfs 200 (Vogelatlas.be, 2025).

De soort is in elke Vlaamse provincie broedvogel, met het grootste aandeel in de West-Vlaamse Polders, laaggelegen delen van Oost-Vlaanderen en het Beneden-Scheldegebied. De verspreiding van overwinterende bruine kiekendieven komt hiermee grotendeels overeen.

### 3.3.3.2 Predatie van grondbroeders

De bruine kiekendief is een opportunistische jager op een breed aanbod aan kleine en middelgrote vogels en zoogdieren en vooral tijdens de winter is de soort ook aaseter. Vogelprooien zijn hoofdzakelijk watervogels, waaronder diverse soorten rallen, steltlopers en eenden. Grondbroeders vallen duidelijk binnen het prooispectrum. Of en in welke mate ze onderdeel vormen van het dieet is lokaal variabel (Clarke, 1995; Orta *et al.*, 2020b).

In de meeste landen vormen kleine zoogdieren het hoofdvoedsel van de bruine kiekendief. Daarnaast kunnen konijnen en watervogels in bepaalde periodes een belangrijke voedselbron zijn. Ook kleine zangvogels, jonge eenden, meerkoeten en waterhoenen behoren tot de typische prooien. Bruine kiekendieven staan erom bekend zowel eieren als kuikens te prederen. In het Verenigd Koninkrijk (21%) en Nederland (24%) werd jachtwild (hoenders) regelmatig vastgesteld in hun dieet, terwijl dit in Finland, Frankrijk, Spanje en Duitsland volledig afwezig was (Valkama *et al.*, 2005).

Underhill-Day (1989) berekende dat in afwezigheid van predatie door bruine kiekendief in zijn studiegebied in East Anglia, er additioneel 10.2% kuikens van fazant, 0.7% van patrijs, 1.1 % van rode patrijs en 11.1 % van wilde eend zouden zijn uitgevlogen. In Frankrijk onderzochten (Bro *et al.*, 2001) de sterfte onder broedende patrijzenvrouwtjes. Predatie bleek de voornaamste directe doodsoorzaak (73%), waarbij grondpredatoren verantwoordelijk waren voor 64% van de gevallen en roofvogels voor 29%. Dit percentage varieerde per onderzoekslocatie en was gecorreleerd met de dichtheid van bruine en blauwe kiekendieven.

Een recente studie van Upcott *et al.* (2024) onderzocht het effect van predatie door bruine kiekendieven in een weidevogelgebied in het Verenigd Koninkrijk. Tussen 1942 en 2016 vormden volwassen steltlopers (kievit, tureluur en grutto) en hun kuikens slechts een klein deel van het dieet van nestelende kiekendieven, gemiddeld slechts 1,5%. Dit werd waarschijnlijk veroorzaakt door een temporele mismatch tussen de piek in de jachtactiviteit van de kiekendieven en de beschikbaarheid van steltloperkuikens. Dit was het geval ondanks een aanzienlijke ruimtelijke overlap in habitatgebruik tussen beide groepen. De onderzoekers concludeerden dat conflicten tussen broedende bruine kiekendieven en steltlopers in laaglandgraslanden in de meeste jaren minimaal zijn. Er is weinig bewijs dat steltlopers een belangrijke prooi vormen voor de kiekendieven. Wel liepen later broedende steltloperparen een verhoogd risico, omdat hun kuikens uitkwamen tijdens de piek van het jachtseizoen van de kiekendieven.

In Nederland zijn bruine kiekendieven incidentele nestpredatoren van weidevogels, waaronder grutto en kievit. Van der Velde *et al.* (2020) registreerden met behulp van cameravallen in Friesland vijf gevallen van nestpredatie door de soort, op een totaal van 106 gevolgde nesten. Dit onderzoek richtte zich op de nestfase, eventuele latere predatie op kuikens buiten het nest werd niet onderzocht. Uit een grootschalig onderzoek in Nederland bleek dat bruine kiekendieven verantwoordelijk waren voor slechts 2 van de 145 (<1%) gepredeerde nesten van grutto en kievit en voor 1 van de 255 (<1%) met zekerheid gepredeerde kuikens (Teunissen *et al.*, 2005). In dat onderzoek waren vossen en kleine marterachtigen de voornaamste nestpredatoren. Roodbergen *et*

*al.* (2010) rapporteerden dat bruine kiekendieven in Friesland verantwoordelijk waren voor 1 van de 29 (3%) gepredeerde grutto- en kievitkuikens. Oosterveld *et al.* (2018) meldde de soort als predator van 1 van de 9 gepredeerde weidevogelnesten. De overige nesten werden gepredeerd door zoogdieren (huiskat, steenmarter en hermelijn) en één door zwarte kraai.

Door hun voorkeur voor moerasgebieden is de predatiedruk van de bruine kiekendief niet gelijkmatig verdeeld over alle weidevogelhabitats. In een studie in een Tsjechisch akkergebied bleek de helft (n = 11) van de 22 gepredeerde nesten van de veldleeuwerik door bruine kekendieven te zijn gepredeerd (Praus & Weidinger, 2010), terwijl dit in een vergelijkbaar onderzoek op de Nederlandse heide niet werd waargenomen (Praus *et al.*, 2014).

In Vlaanderen kan worden verwacht dat predatie van grondbroedende akker- en weidevogels door bruine kiekendief enerzijds seizoensgebonden is (vooral in de zomermaanden) en anderzijds lokaal blijft, met name geconcentreerd in de kustpolders. Er zijn geen cijfers over bekend.

## 3.3.4 Havik

### 3.3.4.1 Leefwijze

De havik kent een zeer groot verspreidingsgebied in bijna heel Europa en gematigd Azië (Keller *et al.*, 2020). Het zijn hoofdzakelijk standvogels en dat geldt zeker voor populaties in West-Europa zoals ook in Vlaanderen. Er zijn nauwelijks of geen doortrekkers of overwinteraars van elders bij ons te verwachten. Jonge vogels zwerven rond. Haviken komen vooral voor in bosrijke streken, maar er zijn recente uitbreidingen naar meer halfopen tot zelfs open moeras- of landbouwgebieden of stadparken (in Nederland), terwijl de grootste boscomplexen een achteruitgang laten zien. Dit hangt samen met het prooiaanbod in die gebieden (Mlodinow, 2024).

Haviken vangen een breed spectrum aan hoofdzakelijk middelgrote levende prooien, en eten in de winter ook wel aas. In bosgebied jagen ze vanaf discrete uitkijkpunten, in open gebieden schroeven ze op en vallen in duikvlucht hun prooi aan. Hun discrete gedrag maakt dat ze maar weinig waargenomen worden (Mlodinow, 2024).

De resultaten voor de nieuwe Vlaamse vogelatlas (2020-2024) laten zien dat broedende haviken in grote delen van Vlaanderen voorkomen. De meest aaneengesloten verspreiding bevindt zich in de oostelijke helft. Ten westen van de lijn Antwerpen-Brussel wordt het voorkomen meer verbrokkeld en in West-Vlaanderen is de soort dun gezaaid. De aantallen zijn laag en de broedpopulatie wordt geschat op 300-500 paar. De winterpopulatie wordt geschat op 900-1500 exemplaren.

Halverwege de 20$^{ste}$ eeuw waren haviken een grote zeldzaamheid en tegen 1970 werd de Vlaamse populatie op 14 paren geschat (Lippens & Wille, 1972). Nadien trad een herstel op tot het huidige peil. Op Europese schaal is de trend in nogal wat landen inmiddels al een tijdje negatief na een eerdere toename (Keller *et al.*, 2020). In grote delen van Vlaanderen en zeker in de westelijke delen

van het gewest ontbraken haviken tot relatief recent, waardoor hier recent nog ruimte was voor groei. In gebieden waar de soort al langer aanwezig was is de situatie veeleer negatief.

### 3.3.4.2 Predatie van grondbroeders

De havik is een toppredator die zich vrijwel uitsluitend voedt met levende prooien. Gezien hun forse lichaamsbouw jagen haviken ook op vrij forse prooien. Het zijn veelzijdige jagers die zich aanpassen aan het lokale aanbod. In gebieden met veel hoenderachtigen (bv. Scandinavië) vormen die een belangrijk deel van het dieet, maar bij ons zijn duiven vaak een hoofdbestanddeel van het menu. Kraaiachtigen, lijsters en kleinere roofvogels en uilen vallen ook geregeld ten prooi. Daarnaast vangen haviken ook zoogdieren zoals konijnen, hazen en eekhoorns. Ze lusten ook aas. Grondbroeders behoren tot hun prooispectrum, maar de mate waarin dat gebeurt is afhankelijk van de lokale situatie (Mlodinow, 2024).

In de naaldbossen van Noord-Europa zijn haviken over het algemeen meer gespecialiseerd in het jagen op hoenderachtigen in de zomer en hazen in de winter (Valkama *et al.*, 2005). In Finland en Zweden maken hoenderachtigen 15-44% van hun dieet uit (Valkama *et al.*, 2005). In Zuid-Finland is hazelhoen een belangrijke prooisoort, deze vormt tijdens het broedseizoen 4-34% van de prooibiomassa (Valkama *et al.* 2005). Tornberg (2001) berekende dat haviken in Noord-Finland 7-32% van de populaties van vier hoendersoorten predeerden, waarbij moerassneeuwhoen de belangrijkste prooi was, evenals gemiddeld 6% van de kuikens. Zweedse studies tonen aan dat haviken zich in de herfst op sommige locaties bijna uitsluitend voeden met fazanten op landgoederen waar deze worden uitgezet, hierbij werd 19% van de fazanten gepredeerd (Kenward, 1977; Kenward *et al.*, 1981).

In Centraal- en Zuid-Europa worden hoenderachtigen grotendeels vervangen door konijnen, duiven, kraaiachtigen en lijsters. In Noordoost-Spanje kunnen rode patrijzen echter tot 20% van het dieet uitmaken (Mañosa, 1991). Daarbij ging 15% van de legsels verloren, terwijl de predatie van adulte vogels tijdens de winter laag was. In een studie naar het lot van uitgezette en wilde fazanten in Frankrijk werd 10-20% van de gevonden vogels gepredeerd door roofvogels – vermoedelijk haviken – terwijl 70% ten prooi viel aan vossen (Mayot *et al.*, 1993). In Spanje werden 33 van de 274 uitgezette kwartels gepredeerd, waarvan 27% werd toegeschreven aan roofvogels, waaronder havik (Puigcerver *et al.*, 2022). In Duitsland, Nederland, Polen en het Verenigd Koninkrijk vormen duiven een veel belangrijkere dieetcomponent dan hoenders (Valkama *et al.*, 2005).

Haviken jagen hoofdzakelijk op volwassen vogels, waardoor ze relatief weinig voorkomen in onderzoeken naar legsel- en kuikenpredatie van weidevogels. Uit onderzoek naar prooiresten op horsten van Friese haviken blijken weidevogels zowel qua aantallen als biomassa slechts een klein deel van het dieet uit te maken: respectievelijk 7,5% en 1,8% (Bijlsma *et al.*, 2007). Ook in de studie van (Teunissen *et al.*, 2005) bleek slechts één van de 255 (<1%) met zekerheid gepredeerde weidevogelkuikens door een havik gepakt, evenals één van de 145 (1%) gepredeerde legsels.

Wat wel vaak wordt beschreven, is intraguild predatie: predatie op andere roofvogels (o.a. Newton, 2017; Petty *et al.*, 2003; Sergio & Hiraldo, 2008). Hierdoor kunnen haviken de populaties van andere roofvogels beïnvloeden, wat indirect ook de predatiedruk op grondbroeders kan veranderen.

## 3.3.5 Sperwer

### 3.3.5.1 Leefwijze

Sperwers zijn broedvogels in het grootste deel van Europa en gematigd Azië. Om te broeden en voor een voldoende prooiaanbod zijn ze afhankelijk van bomen. Ze zijn meest te vinden in of nabij bos maar ook (heel) kleine bosjes en zelfs grote tuinen kunnen volstaan als broedplaats. Met name buiten de broedtijd jagen sperwers in vrijwel alle habitats, tot in het centrum van steden en dorpen. Meer zuidelijke populaties, inclusief West-Europese broedvogels zoals de Vlaamse, zijn deels standvogel en deels trekvogel. Noordelijke populaties zijn in grotere mate trekvogels, die onder meer bij ons overwinteren (Keller *et al.*, 2020; Meyburg *et al.*, 2020).

Sperwers zijn vogeljagers, die door hun vrij kleine gestalte aangewezen zijn op kleine tot middelgrote vogels. De kleinere mannetjes vangen vooral kleine zangvogels zoals mezen, roodborstjes, mussen, vinken, e.d. De grotere vrouwtjes vangen gemiddeld wat grotere prooien zoals spreeuwen, lijsters en duiven tot het formaat van een houtduif (Meyburg *et al.*, 2020). Kleine grondbroeders zoals veldleeuwerik en graspieper lopen meer kans om door een sperwer gegrepen te worden dan grote (steltlopers, hoenders), hoewel de voorkeur voor open landschappen van die grondbroeders voor minder contact met sperwers zorgt.

Op het mimimum rond 1970 telde Vlaanderen amper een 30-tal broedparen. Die zaten vrijwel allemaal in de Kempen (Lippens & Wille, 1972). Door wettelijke bescherming en het bannen van deze pesticiden trad herstel op. Rond de eeuwwisseling broedde in Vlaanderen zo'n 1.500-2.500 paar (Vermeersch *et al.*, 2004). Nadien trad nog wat uitbreiding op in het bosarmere westen maar een afname in het bosrijkere oosten. De totale populatie is gelijk gebleven op 1.500-2.000 paar (nog niet gepubliceerde gegevens voor Vlaamse Vogelatlas 2020-2024 (Onkelinx *et al.*, 2024). Die trend is gelijkaardig op Europese schaal (PECBMS, s.d. a). De winteraantallen zijn moeilijker in te schatten door de verborgen leefwijze en een onbekend aantal overwinteraars van elders of eigen vogels die wegtrekken.

In Vlaanderen komt de soort jaarrond voor in het hele gewest. De hoogste dichtheden worden bereikt in landschappen die rijk zijn aan zangvogels, met name gebieden met veel bossen en tuinwijken. In gebieden met intensieve landbouw zijn ze schaarser. Op maar weinig plaatsen komen meer dan 10 paar/25 km² voor. De winterpopulatie is meer gelijk verdeeld over Vlaanderen en bedraagt minstens 3.000-5.000 exemplaren (Vogelatlas.be, 2025).

### 3.3.5.2 Predatie van grondbroeders

Kleine tot middelgrote vogels vormen het hoofdvoedsel van de sperwer. Valkama *et al.* (2005) geeft aan dat de impact van deze soort op hoenders – die in Scandinavië maximaal 1-2% van het dieet

vormen – verwaarloosbaar is (Bro, 2016). Bro (2016) en Watson *et al.* (2007b) vermelden weliswaar sperwer als predator van patrijs, maar zonder kwantificering. Hetzelfde geldt voor de predatie van kwartels (Parrott, 2015; Puigcerver *et al.*, 2022) vat literatuur samen over verliezen van uitgezette fazanten als gevolg van predatie door sperwer in het Verenigd Koninkrijk, die bedragen in verschillende studies tussen 0,3 en 1,9%. Zoals ook in 3.3.2 vermeld kunnen concentraties van 'tamme' uitgezette hoenders door veelvuldige oefenmogelijkheden aanleiding geven tot specialisatie van generalistische predatoren op prooien die normaal veel te groot voor hen zijn (Valkama *et al.*, 2005).

Hoewel sperwers ongetwijfeld op grondbroedende (zang)vogels en hun kuikens prederen, is hier in de literatuur weinig concreet cijfermateriaal over te vinden. Roos *et al.* (2018) onderzochten het potentieel van sperwers om zangvogelpopulaties te limiteren en vonden weinig ondersteuning voor een dergelijk effect. Predatie door sperwers is dichtheidsafhankelijk, wat betekent dat ze prooien pakken in verhouding tot de beschikbaarheid, in plaats van langdurige druk uit te oefenen op populaties. In de studie van Teunissen *et al.* (2020) naar predatie op weidevogels bleken 2 van de 255 (<1%) met zekerheid gepredeerde weidevogelkuikens door sperwers gepakt.

## 3.3.6 Slechtvalk

### 3.3.6.1 Leefwijze

De slechtvalk is wereldwijd de meest verspreide roofvogelsoort. Dat toont het enorme adaptatievermogen aan van deze veelzijdige soort (White *et al.*, 2024). Ze is ook in heel Europa te vinden (Keller *et al.* 2020). Slechtvalk wordt veelal geassocieerd met rotswanden als broedplaats, maar de soort heeft zich vlot aangepast aan menselijke bouwwerken als kunstmatige rotswanden. Van nature is ze ook in staat om in bomen te broeden, en met name in de Noordwest-Europese Laagvlakte kwam ooit een omvangrijke boombroedende populatie voor die meer dan waarschijnlijk ook tot in Vlaanderen reikte (Kleinstäuber *et al.*, 2009; Lippens & Wille, 1972; Ratcliffe, 1980).

De soort is bij uitstek een vogeljager, in het bijzonder op middelgrote prooien die in open terrein leven. Hij slaat ze al vliegend na een spectaculaire duikvlucht (White *et al.*, 2024). Als veelzijdige soort kan Slechtvalk zich vlot aanpassen aan het lokale prooienaanbod. In Vlaanderen zijn verschillende duivensoorten veel voorkomende prooien, maar alle vogels met een grootte tussen een spreeuw en een brandgans komen in aanmerking als prooi.

Door de combinatie van sterke menselijke vervolging en de gevolgen van het gebruik van organochlore pesticiden in de landbouw was de Europese slechtvalkenpopulatie halverwege de 20ste eeuw ingestort. In Vlaanderen verdween ze voordien al volledig kort na 1900 (De Smet, 1987). Pas in de jaren '90 keerde ze terug als Vlaamse broedvogel, mede door de plaatsing van nestkasten en door de toename van populaties in aangrenzende delen van Europa. Daarna volgde een gestage toename, met momenteel ongeveer 100 broedparen (Vogelatlas.be, 2025). In lijn met het herstel van de broedpopulaties in Europa is ook de winterpopulatie toegenomen. Sinds 2022 wordt een opvallende afname in winteraantallen gemeld. Meer dan waarschijnlijk is vogelgriep de oorzaak. Zo testten in

2022-23 niet minder dan 30 in Vlaanderen aangetroffen dode slechtvalken positief op vogelgriep (med. Steensels M. en Degives N., Sciensano). Voorlopig lijkt dit geen negatieve invloed te hebben op de Vlaamse broedpopulatie, zoals dat wel werd vastgesteld in populaties in Nederland maar ook in Denemarken, Zweden en Finland (Caliendo *et al.*, 2024; Sovon, s.d. d). Die noordelijke landen zijn bronpopulaties van in Vlaanderen overwinterende slechtvalken. Het is onzeker in welke mate dit effect heeft gehad op de winterpopulatie, maar preliminaire cijfers op basis van losse waarnemingen wijzen mogelijk op een neerwaartse trend in Vlaanderen vanaf 2022.

In Vlaanderen komen slechtvalken tegenwoordig jaarrond voor. Lokale broedvogels zijn standvogel. Noordelijke populaties passeren hier op trek of brengen hier de winter door. Uit het veldwerk voor de nieuwe Vlaamse vogelatlas blijkt dat slechtvalken verspreid over heel Vlaanderen voorkomen als broedvogel en als wintergast. Broedvogels zijn hoofdzakelijk gebonden aan urbane of industriële gebieden, waar ze gebruik maken van hoge gebouwen om op te broeden, al dan niet in nestkasten die voor de soort werden geplaatst. Het geeft blijk van het aanpassingsvermogen van de soort dat ze ook kunnen broeden in hoge elektriciteitsmasten, op voorwaarde dat daar oude vogelnesten (met name van zwarte kraai) aanwezig zijn waarin ze kunnen broeden (slechtvalken bouwen zelf geen nest). De verspreiding als broedvogel is ruim maar tegelijk ook ijl en de soort komt nergens talrijk voor. In geen enkel atlasblok werden meer dan 1-3 broedparen aangetroffen. De winterverspreiding is groter omdat de vogels in die periode van het jaar minder gebonden zijn aan de broedplaats en de aantallen worden aangedikt door noordelijke wintergasten. Ook tijdens de winter liggen de dichtheden echter nog steeds heel laag, met in ruim 90% van de atlasblokken waarin de soort voorkomt slechts 1-3 exemplaren. De winterpopulatie in Vlaanderen wordt momenteel geschat op 700-1200 vogels.

#### 3.3.6.2 Predatie van grondbroeders

De in dit rapport besproken grondbroeders behoren tot het prooispectrum. Door de jachtwijze van de soort zal dat echter maar in beperkte mate het geval zijn voor patrijs (vliegt nauwelijks), graspieper (te klein) en kuikens (vliegen nog niet).

In een heidegebied in het Verenigd Koninkrijk omvatte Schots sneeuwhoen ongeveer 10-15% van het aantal prooien, terwijl dit in een gebied in Spanje voor rode patrijs 1,3% was en in twee studies in Frankrijk zelfs nihil (Valkama *et al.*, 2005). Studies op Schotse heidegebieden tonen aan dat de predatiegraad door slechtvalken wordt beïnvloed door de beschikbaarheid van prooien (Redpath & Thirgood, 1999). Uit een analyse van braakballen van slechtvalken bleek dat duiven tot 54% van hun dieet uitmaakten, terwijl hoenderachtigen 10-27% van het dieet vormden, afhankelijk van de locatie. (Tillmann, 2009) vermeldt in zijn overzicht dat slechtvalken uitzonderlijk patrijzen prederen, en Puigcerver *et al.* (2022) noemen slechtvalk als predator van kwartel, die overigens wel een goede vlieger is (lange afstandstrekvogel).

Aangezien slechtvalken vrijwel uitsluitend op vliegende prooien jagen – en dus vooral adulte vogels en uitgevlogen jongen bejagen – is het effect van deze soort op populaties van grondbroeders moeilijk in te schatten. Tornberg *et al.* (2016) komen tot een vergelijkbare conclusie: hoewel de rol

van slechtvalken in de afname van populaties van moerasvogels na hun herstel in de jaren zeventig waarschijnlijk is toegenomen, is dit effect moeilijk te onderscheiden van andere gelijktijdige invloeden, zoals habitatverlies.

Predatie door slechtvalken op grondbroedende vogels in Vlaanderen wordt verondersteld lokaal te zijn (als gevolg van hun lage dichtheden) en beperkt zich tot vliegvlugge vogels, gezien hun jachttechniek. Steltlopers als kievit, grutto en scholekster kunnen tijdens het broedseizoen ten prooi vallen, en ook overwinterende groepen steltlopers en veldleeuweriken vormen een doelwit voor slechtvalken.

## 3.3.7 Torenvalk

### 3.3.7.1 Leefwijze

De torenvalk is een van de meest wijdverbreide en talrijke roofvogelsoorten van Europa (Keller *et al.*, 2020) en dat gaat ook op voor Vlaanderen. De soort komt hier jaarrond voor. Vlaamse torenvalken zijn grotendeels standvogel, maar een deel trekt weg. Vogels uit noordelijke delen van Europa passeren hier op trek en kunnen hier de winter doorbrengen.

Torenvalken leven hoofdzakelijk van kleine knaagdieren. Met name in delen van Europa met een warmer klimaat nemen ook kleine reptielen en insecten een belangrijk deel van het dieet in. Grondbroeders maken slechts in (heel) beperkte mate deel uit van het prooispectrum (Orta *et al.*, 2020a).

Ook de Torenvalk was tot de jaren 1970 heel schaars in Vlaanderen, met nauwelijks 185 broedparen (Lippens & Wille, 1972). De soort kreeg in 1956 als eerste roofvogel wettelijke bescherming. In de periode 1985-1988 was de populatie gegroeid tot 1000-1500 broedparen (Vermeersch *et al.*, 2004). Ten tijde van de Vlaamse broedvogelatlas 2000-2002 had de groei zich nog verder doorgezet tot naar schatting 2300-3500 paren (Vermeersch *et al.*, 2004), momenteel wordt de broedpopulatie geschat op 1800-3000 paar. Op Europees niveau is in nogal wat landen met grote broedpopulaties, zoals Groot-Brittannië en Frankrijk sprake van afnames (Keller *et al.*, 2020; PECBMS, s.d. e). Er is geen informatie beschikbaar over een trend van de Vlaamse winterpopulatie. Nederland vertoont de wintertrend op langere termijn een fluctuerend beeld (Sovon, s.d. e).

De torenvalk broedt overal in Vlaanderen, behalve in enkele grote boscomplexen. De hoogste dichtheden zijn te vinden in de leemstreek, met meer dan 10 koppels/25 km². ‘s Winters zien we hetzelfde beeld maar met de hoogste dichtheden in de Westhoek en de polders, met vaak meer dan 50 vogels/25 km². De winterpopulatie bedraagt momenteel naar schatting 4000-7000 vogels (Vogelatlas.be, 2025).

### 3.3.7.2 Predatie van grondbroeders

In veel delen van Europa fluctueren torenvalkpopulaties mee met de cycli van kleine knaagdieren – in Vlaanderen hoofdzakelijk veldmuizen – hun belangrijkste prooien. Wanneer het aantal knaagdieren

afneemt, verschuift hun dieet (van der Vliet *et al.*, 2008). Hoewel torenvalken af en toe kuikens en jonge vogels prederen, wordt hun impact op vogelpopulaties over het algemeen als minimaal beschouwd in vergelijking met grotere roofvogels en grondpredatoren (Roos *et al.*, 2018).

Uit onderzoek in Friesland bleek dat predatie door torenvalken op grondbroedende weidevogels zelden voorkwam. Roodbergen *et al.* (2010) rapporteerden dat torenvalken verantwoordelijk waren voor 2 van de 29 (7%) gepredeerde grutto- en kievitkuikens in hun studiegebied. In het onderzoek van Teunissen *et al.* (2005) bleken 5 van de 255 (2%) met zekerheid gepredeerde weidevogelkuikens door torenvalken te zijn gepakt.

Net als bij veel andere roofvogelsoorten wordt de omgeving van torenvalknesten vaak vermeden door grondbroedende vogels. Norrdahl & Korpimäki (1998) vonden in boerenland in West-Finland 25% minder broedende zangvogels (waaronder veldleeuweriken) binnen een straal van 700 meter rond een torenvalkennest dan in vergelijkbare gebieden zonder torenvalken. Dit verschil was al aan het begin van het broedseizoen zichtbaar en werd toegeschreven aan predatiemijding bij vestiging, in plaats van aan directe predatie. Suhonen *et al.* (1994) vonden een vergelijkbaar patroon. Het omgekeerde kan echter ook voorkomen. Norrdahl *et al.* (1995) vonden in hetzelfde open cultuurlandschap in Finland een hogere dichtheid van wulpenterritoria rond torenvalkenkasten dan verwacht. Dit werd verklaard doordat torenvalken gemiddeld minder wulpenkuikens predeerden (5,5%) dan kraaien, die 9% van de nesten en een onbekend aantal kuikens predeerden. Door in de buurt van een torenvalk te broeden, genoten wulpen bescherming tegen predatie door kraaien.

Hoewel het effect van predatie door torenvalken op grondbroedende vogels in Vlaanderen vermoedelijk minimaal is, kan deze in uitzonderlijke gevallen en lokaal wel een negatieve impact hebben als een individu zich specialiseert. Zo predeerde één torenvalk in sommige jaren alle kuikens van de dwergstern in de Baai van Heist (Courtens & Stienen, 2004).

## 3.3.8 Blauwe kiekendief

### 3.3.8.1 Leefwijze

De blauwe kiekendief is geen vaste broedvogel in Vlaanderen, maar wel een vaste wintergast uit Oost- en Noord-Europa in lage dichtheden. De soort verkiest open terreinen, vaak landbouwgebied of de buitenrand van moerassen om er op vogels en kleine zoogdieren te jagen. Net als bij de bruine kiekendief bestaat de jachttechniek uit laag vliegend patrouilleren en de prooi op de grond verrassen met een snelle duik.

Het Europese broedareaal van blauwe kiekendief toont een verbrokkeld voorkomen, met kernen in het noorden van het Iberisch Schiereiland en Frankrijk, delen van de Britse Eilanden en vanaf noordelijk Scandinavië oostwaarts richting Rusland. Met name noordelijke populaties zijn trekvogels die onder meer in Vlaanderen komen overwinteren (Keller *et al.*, 2020). Volgens 19$^{de}$-eeuwse en vroeg 20$^{ste}$-eeuwse bronnen was de blauwe kiekendief destijds geen vaste broedvogel in Vlaanderen, behalve uitzonderlijk in de Kempen (VLAVICO, 1989). In de tweede helft van de vorige eeuw droogde

ook dat sporadische broedvoorkomen op en verdween de soort als broedvogel. Blauwe kiekendief ontbrak in de Vlaamse broedvogelatlas van 2000-2002 (Vermeersch *et al.*, 2004). Na de eeuwwisseling waren er enkele losse broedgevallen in Haspengouw, maar van een vaste vestiging als broedvogel was geen sprake (Vermeersch *et al.*, 2020). Dit is nog steeds zo. De Europese populatie vertoont al geruime tijd een aanhoudende afname, ook in de kerngebieden zoals in Scandinavië (Keller *et al.*, 2020; Orta *et al.*, 2020c). In Nederland staat de soort op het punt om te verdwijnen als broedvogel maar is de winterpopulatie vrij stabiel (Sovon, s.d. a). De trend als wintergast in Vlaanderen is onduidelijk. Naar schatting overwinteren er 600-1000 vogels. De bovengrens zal alleen in strenge winters bereikt worden, wanneer meer vogels afzakken tot in Vlaanderen.

#### 3.3.8.2 Predatie van grondbroeders

Het voedsel bestaat uit kleine zoogdieren en eerder kleine vogels. Door de wat kleinere lichaamsgrootte dan bruine kiekendief gaat blauwe kiekendief voor gemiddeld wat kleinere prooien. De prooikeuze is afhankelijk van het aanbod. Op muizenrijke plekken kunnen muizen een groot deel van het voedsel vormen. De kleinere en meer wendbare mannetjes jagen vaker op zangvogels zoals leeuweriken, piepers, vinken en gorzen. Blauwe kiekendieven jagen ook op grondbroeders, maar dan vooral op kuikens en minder op de voor hen grote adulte steltlopers of patrijzen. De mate waarin ze dat doen is afhankelijk van het lokale prooienaanbod (Orta *et al.*, 2020c).

Het dieet van blauwe kiekendieven varieert per regio (Millon *et al.*, 2002). In het Verenigd Koninkrijk zijn blauwe kiekendieven uitgebreid bestudeerd vanwege hun invloed op populaties van Schots sneeuwhoen, wat leidde tot langdurige conflicten tussen natuurbeschermers en commerciële wildbeheerders (Redpath & Thirgood, 1999). Studies in beheerde veengebieden tonen aan dat blauwe kiekendieven in sommige regio's de dichtheid van adulte Schotse sneeuwhoenders met 30% kunnen verminderen, terwijl predatie van juvenielen kon oplopen tot 37% (Thirgood *et al.*, 2000b).

In Frankrijk zijn er aanwijzingen dat blauwe kiekendieven een effect kunnen hebben op populaties patrijzen (Bro *et al.*, 2001). De auteurs van deze studie geven echter aan dat de resultaten beïnvloed kunnen zijn door ruimtelijk toeval in plaats van een causaal verband. Ze konden een interactie tussen predatoren en habitat niet uitsluiten. In deze studie was 29% van de gepredeerde patrijzen het slachtoffer van roofvogels, terwijl zoogdiercarnivoren verantwoordelijk waren voor 64%, met variaties tussen de studiegebieden. In een vervolgstudie werd geconcludeerd dat blauwe kiekendieven een negatieve impact op patrijzenpopulaties kunnen hebben, maar dat dit beperkt blijft tot bepaalde regio's (Bro *et al.*, 2006).

Lokaal kunnen blauwe kiekendieven een impact hebben op kleine, grondbroedende zangvogels zoals graspiepers en veldleeuweriken. In een Schots studiegebied bleek dat blauwe kiekendieven tot 40% van de (zeer grote) juni-populatie van graspiepers en 36% van de veldleeuweriken konden prederen (Amar *et al.*, 2008). In datzelfde onderzoek werd echter geen bewijs gevonden dat blauwe kiekendieven de populatie van drie onderzochte steltlopersoorten deed afnemen.

Net als bij andere roofvogelsoorten bestaat er interactie tussen verschillende predatoren. Wanneer een predator afneemt, kan dit leiden tot een toename van andere predatoren (mesopredator

release). Baines *et al.* (2008) toonden aan dat na de afname van blauwe kiekendieven in een Schots heidegebied (mede door het wegvallen van heidebeheer) het aantal zwarte kraaien toenam, wat leidde tot een verhoogde predatie op kieviten, goudplevieren, wulpen, veldleeuweriken en moerassneeuwhoenders.

Bro *et al*. (2004) stelden vast dat in grootschalige open graangebieden in Frankrijk het voorzien van stroken met voedsel en dekking nog altijd geen voordeel betekende voor de patrijzenpopulatie t.o.v. gebieden zonder die stroken. Dit werd toegeschreven aan het principe van de ecologische val (maar niet bewezen) omdat o.a. blauwe kiekendieven er regelmatig kwamen jagen.

Als blauwe kiekendieven in Vlaanderen al een effect hebben op grondbroedende vogels, zal dit ongetwijfeld zeer beperkt zijn. Door de zeer lage aantallen blauwe kiekendieven in Vlaanderen zou een eventuele impact uitsluitend lokaal en voornamelijk tijdens de wintermaanden optreden.

## 3.4 Kraaiachtigen

### 3.4.1 Leefwijze

De zwarte kraai, kauw, ekster en gaai zijn de meest voorkomende kraaiachtigen in Vlaanderen, en daarmee ook enkele van de talrijkste en meest wijdverspreide van alle Vlaamse broedvogels. De populaties van deze soorten zijn in de tweede helft van de vorige eeuw sterk toegenomen, zowel in Vlaanderen (De Smet & Roggeman, 2002) als in het buitenland (Benmazouz *et al.*, 2021; DEFRA, 2019; Keller *et al.*, 2020; Marchant & Gregory, 1995). In het kader van de monitoring van algemene broedvogels in Vlaanderen (ABV-project) (Vermeersch *et al.*, 2020) wordt voor de periode van 2013-2018 de broedpopulatie zwarte kraai in Vlaanderen (ruw) geschat op 40.000-70.000 broedparen, ekster op 30.000-60.000, kauw op 50.000-120.000 en gaai op 20.000-40.000. Als cultuurvolgers hebben deze kraaiachtigen geprofiteerd van de uitbreidende urbanisatie en de intensivering van de landbouw waardoor het voedselaanbod en nestgelegenheid voor deze soorten is toegenomen. Op basis van de meest recente telgegevens in het kader van de ABV-monitoring en afschotgegevens van de wildbeheereenheden blijkt dat bovengenoemde soorten een stabiele tot licht achteruitgaande populatietrend vertonen op de korte termijn (sinds 2018). Bij kauw ging daar een sterke toename aan vooraf, bij ekster en zwarte kraai was een matige toename al eerder gestopt. De gaai schommelt rond een stabiele populatie, al is de langetermijntrend licht negatief (Scheppers *et al.*, 2024).

Naast deze algemene soorten behoren ook roek en raaf tot de kraaiachtigen. Voor roek wordt de Vlaamse broedpopulatie geschat op 4.400-5.300 broedparen voor de periode 2013-2018. Dit is een afname met 25% sinds 2002 (Vermeersch *et al.*, 2020), al tonen de kortetermijntrends op basis van jaarlijkse gegevens van het ABV-project een jaarlijkse toename sinds 2007 (Onkelinx *et al.*, 2024). De raaf vestigde zich als broedvogel in 2018 opnieuw in Vlaanderen. Hierna volgde een geleidelijke toename tot 12 zekere en 8 waarschijnlijke vastgestelde territoria in 2023, gevestigd in grote

boscomplexen in Limburg, de Antwerpse Kempen, het Dijleland en de Voerstreek (Coeckelbergh & Poelmans, 2024).

Kraaiachtigen vertonen aanzienlijke verschillen in sociale organisatie. Bij de zwarte kraai, ekster, gaai en raaf neemt een broedpaar een territorium in, waarin ze jaarrond verblijven (Charles, 1972; Goodwin, 2008; Heinrich, 1988; Holyoak, 1974). Dit territorium wordt gebruikt om naar voedsel te zoeken en het nest te maken, en wordt voornamelijk tijdens de broedperiode sterk verdedigd ten opzichte van soortgenoten. Nestkarteringen in de regio rond Geraardsbergen uit 1999 en 2000 tonen een broeddichtheid van 3.4 eksternesten per km² (De Smet & Roggeman, 2002). In hetzelfde studiegebied bedroeg de dichtheid van zwarte kraainesten 2.2 per km². Afhankelijk van de voedselbeschikbaarheid kan de broeddichtheid van deze soorten echter sterk variëren (De Smet & Roggeman, 2002).

Naast de territoriumhoudende paren bestaan populaties zwarte kraai, ekster, raaf en gaai ook uit niet-territoriale individuen, die tot de helft van de totale populatie kunnen vertegenwoordigen. Deze individuen vormen groepen, en zwerven rond om te proberen territoria van gevestigde paren binnen te dringen en te verjagen (Coombs, 1978; Eden, 2008; Uhl *et al.*, 2018). Zulke groepen bevinden zich vaak op terreinen die niet verdedigd worden door territoriale broedparen (Coombs, 1978), en zijn vaak erg mobiel. Een GPS-tracking project met zwarte kraaien in Parijs toont aan hoe groepen jonge individuen uitzwerven naar o.a. België en Nederland, en hierbij gemiddeld 10 km per dag afleggen (persoonlijke communicatie Frédéric Jiguet, MNHN). Niet-broedende dieren informeren elkaar vaak over de locatie van voedsel, waardoor een groot aantal individuen kan verzamelen op slaapplaatsen en rond substantiële maar kortstondige voedselbronnen (Clayton & Emery, 2007).

Roek en in mindere mate kauw broeden, in tegenstelling tot de voornoemde soorten, in kolonies. Ze verdedigen dus geen individueel territorium, slechts de directe omgeving van hun nest wordt afgeschermd voor soortgenoten (Clayton & Emery, 2007; Coombs, 1978). Foerageren gebeurt in groepsverband, en ook buiten het broedseizoen zijn beide soorten voornamelijk te vinden in groep in de nabijheid van de broedkolonie (Chambon *et al.*, 2024). Tijdens deze periode kunnen zich op voedselrijke plaatsen ook grote gemengde groepen vormen van verschillende soorten kraaiachtigen (Höglund, 1985.; Jolles *et al.*, 2013).

### 3.4.2 Habitat- en voedselkeuze

Alle besproken kraaiachtigen zijn generalisten die opportunistisch gebruik maken van beschikbare voedselbronnen. Er zijn wel soortspecifieke verschillen in voedselkeuze en foerageergedrag, zoals bijvoorbeeld bij de gaai die zich ‘s winters in grote mate voedt met opgeslagen voorraden van eikels (Pons & Pausas, 2008) of bij de roek die foerageert door in de grond te prikken op zoek naar bodemongewervelden zoals regenwormen, emelten en ritnaalden (Halupka & Osinska-Dzienniak, 2013). Buiten de broedperiode zijn de meeste soorten voornamelijk afhankelijk van plantaardig voedsel, in de vorm van granen, zaden en vruchten. Hierbij kunnen landbouwgewassen geviseerd worden. Zo voeden zwarte kraaien zich bijvoorbeeld met de kiemplanten en kolven van maïs, hetgeen overlast en economische schade kan veroorzaken (Sausse *et al.*, 2021). Tijdens de

broedperiode voeden deze soorten zich eerder met een dierlijk dieet om aan de verhoogde energetische- en eiwitvereisten te voldoen die het grootbrengen van jongen met zich meebrengt. Hierbij zullen ongewervelde prooien (regenwormen, spinnen, insecten(larven)) het grootste deel van het dieet vertegenwoordigen, maar ook amfibieën, kleine zoogdieren, en de eieren en jongen van andere vogelsoorten maken deel uit van het dieet. Ook aas en organisch afval vormen een belangrijk deel van het dieet van de meeste kraaiachtigen gedurende het hele jaar.

De toename in voedselbronnen van menselijke oorsprong in de vorm van bijvoorbeeld voedersilo's met gehakselde mais, oogstresten die achterblijven op akkers, zwerfafval en dierlijke verkeersslachtoffers als gevolg van het dichte wegennet wordt in verband gebracht met de toename van kraaiachtigen (Kristan *et al.*, 2004; Marzluff & Neatherlin, 2006; Preininger *et al.*, 2019; Schwartz *et al.*, 2018; Withey & Marzluff, 2009).

Naast de overeenkomsten in hun generalistische voedselkeuze vertonen de meest algemene van de besproken kraaiachtigen ook een grote overlap in hun habitatvoorkeur (Abou Zeid *et al.*, 2023). Zwarte kraai, kauw, en ekster hebben namelijk weinig specifieke habitatvereisten, en komen voor in parken, tuinen, landbouwgebieden en steden waar open landschappen met voldoende bomen hen voorzien in foerageermogelijkheden en nestgelegenheid (Vermeersch *et al.*, 2020). De gaai komt daarentegen vooral voor in een bosrijke omgeving maar heeft zich ook aangepast aan menselijke aanwezigheid door recentelijk parken en grote bomenrijke tuinen te koloniseren (Vermeersch *et al.*, 2020). Ook de roek, wiens kolonies doorgaans terug te vinden zijn in uitgestrekte landbouwgebieden met weilanden, akkers en voldoende hoge bomen, duikt steeds vaker op in (sub)urbane gebieden (van der Vliet *et al.*, 2019). Daarnaast is er zowel in Vlaanderen als in het buitenland een toenemende trend om in meer verspreide en kleinere kolonies te gaan broeden (Heldbjerg *et al.*, 2023; Vermeersch *et al.*, 2020). De Vlaamse ravenpopulatie beperkt zich momenteel grotendeels tot de ruime omgeving van grote beboste gebieden, maar in andere landen maken ze ook gebruik van open landschappen en urbane gebieden (Birdlife International, 2024).

### 3.4.3 Predatie van grondbroeders

Kraaiachtigen worden vaak geassocieerd met predatie van eieren en nestjongen. Van de eerder besproken kraaiachtigen worden kauw en roek slechts uitzonderlijk beschreven als predatoren in deze context (Andren, 1992; Bravo *et al.*, 2020; Krüger *et al.*, 2018; Praus & Weidinger, 2010), dit ondanks hun neiging om in groep te foerageren. Ook wijzen analyses van de maaginhoud van geschoten vogels eerder op een dieet dat meer gericht is op plantaardig materiaal en ongewervelden in vergelijking met andere kraaiachtigen (Holyoak, 1968; Lockie, 1956). In beboste en urbane gebieden met voldoende boombedekking is de gaai een significante predator van nesten van zangvogels (Weidinger, 2009), maar vanwege een beperkte overlap in habitatvoorkeur met de besproken grondbroedende weide- en akkervogels (Abou Zeid *et al.*, 2023; Matsyura *et al.*, 2016) is deze soort niet relevant binnen de context van dit rapport. De zwarte kraai, ekster en raaf overlappen wel in habitatvoorkeur met grondbroedende akker- en weidevogels, en zijn bijgevolg ook bekend als predatoren van eieren en nestjongen van deze soorten.

De ekster past zijn dieet aan naargelang de beschikbare voedselbronnen. In stedelijke gebieden heeft een aanzienlijk deel van hun dieet een antropogene oorsprong (Chiron, 2007). Daarnaast speelt plantaardig voedsel, vooral in de herfst en winter, een belangrijke rol (Chiron & Julliard, 2007; Holyoak, 1968; Tatner, 1983). Zoals eerder vernoemd, neemt het aandeel dierlijk voedsel toe tijdens het incuberen van eieren en grootbrengen van de kuikens (Chiron, 2007; Krystofkova *et al.*, 2011). Tatner (1983) onderzocht de inhoud van 37 magen en 55 fecesmonsters van eksterpulli in een stedelijke omgeving (Manchester, VK). Ongewervelden vormden 76% van de inhoud, vogels slechts 3%. Andere gewervelden en plantaardig materiaal werden ook teruggevonden. Gegevens verzameld in een stedelijke omgeving in Spanje door middel van braakbalanalyses wijzen op een gelijkaardig dieet voor adulten, dat niet significant verandert doorheen het jaar, met voornamelijk insecten en slakken, en 2% vogels (De la Cruz *et al.*, 2024). Deze resultaten komen overeen met het dieet in agrarische omgevingen, zowel van pulli (Ponz *et al.*, 1999) en adulten (Díaz-Ruiz *et al.*, 2015) in Spanje, als adulte vogels in het Verenigd Koninkrijk (Holyoak, 1968; Lockie, 1956), waar tijdens het broedseizoen ongewervelden en plantaardig materiaal de hoofdzakelijke componenten van het dieet vertegenwoordigen, en het aandeel van vogels in het dieet beperkt is.

Het dieet van de zwarte kraai en de raaf toont sterke overeenkomsten met dat van de ekster. Ook deze soorten zijn omnivoor en opportunistisch, en maken gebruik van voedsel van antropogene oorsprong (Heinrich, 1988). De zwarte kraai foerageert vooral in de lente op dierlijke prooien, waarbij het merendeel bestaat uit ongewervelden (Holyoak, 1968; Lockie, 1956). Onderzoek naar het dieet van zwarte kraai pulli in Schotland toonde aan dat in 6% tot 33% van de 56 onderzochte magen restanten van vogels te vinden waren, waarbij het percentage afhankelijk was van de leeftijdsklasse (Yom-Tov, 1975). In de helft van de gevallen ging het hierbij om restanten van kippen, maar ook nestjongen van zangvogels vertegenwoordigen een grote categorie. Ook de raaf maakt vooral gebruik van dierlijke voedselbronnen gedurende de lente, wanneer de soort foerageert op kleine zoogdieren, vogels, reptielen, amfibieën, etc. In andere periodes van het jaar zijn plantaardig materiaal, ongewervelden en aas de belangrijkste voedselbronnen (Rösner *et al.*, 2005; Sarà & Busalacchi, 2010). De mate waarin resten van vogels afkomstig zijn van aas of van levend gevangen prooien is hierbij niet bekend, zowel voor ekster, kraai als raaf.

Onderzoek naar nestpredatie door kraaiachtigen wordt veelal uitgevoerd door het monitoren van artificiële nesten met kippen- of kwarteleieren, of plasticine eieren. Uit deze studies blijkt dat eksters, raven en kraaien in gebieden relevant voor akker- en weidevogels een wisselend aandeel van de artificiële grondnesten prederen. Zo toonde bv. Andren (1992) toonde aan dat de bonte kraai, een nauwe verwant van de zwarte kraai, een belangrijke predator is van kunstnesten op de grond in landbouwgebieden met bosfragmenten in Zuid-Zweden. Deze soort broedt in Ierland, Schotland, Scandinavië en in grote delen van Midden-, Zuid- en Oost-Europa, en overwinterde vroeger in grote aantallen in de Lage Landen, maar is hier tegenwoordig een zeer zeldzame wintergast. Ook eksters en kauwen bleken belangrijke predatoren te zijn in deze studie. Van de 439 artificiële nesten werden er 394 gepredeerd, waarvan 95 (24%) door bonte kraai en 120 (30%) door ekster en kauw. Söderström *et al.* (1998) bestudeerden predatie van artificiële nesten in een gelijkaardig gebied in Zuid Zweden. Nesten op de grond (n=45) werden hier voornamelijk door zoogdieren gepredeerd, slechts 4% werd gepredeerd door ekster (n=2). Nesten in struikgewas en struweel (n=77) werden echter voornamelijk

door kraaiachtigen, met name gaai (16%, n=12) en ekster (13%, n=10), gepredeerd. De rol van met name ekster als predator van voornamelijk nesten in struikgewas en struweel, in tegenstelling tot nesten op de grond die in mindere mate gepredeerd worden, komt ook naar voren in andere studies. Zo was de ekster in een onderzoek naar de predatie van kunstmatige nesten in hagen binnen een agrarisch landschap in Engeland de belangrijkste predator, waarbij de soort verantwoordelijk was voor de predatie van 14 van de 33 gemonitorde nesten. (Capstick *et al.*, 2019). Bravo *et al.* (2020) plaatsten 1.429 artificiële grondnesten in een akkerbouwgebied in het westen van Frankrijk. Bij 573 van de nesten vond er predatie plaats, waarvan 60% toe te schrijven was aan zwarte kraai en 20% aan ekster. Suvorov *et al.* (2012) plaatsten artificiële nesten in de regio rond Praag (Tsjechië) waar landbouwgebied afgewisseld wordt met verstedelijkt gebied, hetgeen resulteerde in predatie van de artificiële nesten door eksters in 32,4% (in 2008) en 42,1% (in 2009) van de gevallen. Krüger *et al.* (2018) bestudeerden predatie van artificiële nesten in landbouwgebied in zuid Finland, en stelden vast dat zowel eksters als bonte kraaien elk verantwoordelijk waren voor 20% van de predatiegevallen, samen 40%. Wasbeerhond was hier de meest voorkomende predator, goed voor 22% van de predatiegevallen, en samen met andere zoogdieren 40%. Arbeiter & Franke (2017) konden 17,5% van gepredeerde artificiële nesten toewijzen aan kraaiachtigen in een weilandgebied in oost Duitsland. Het is echter belangrijk om bij het interpreteren van dit type studies rekening te houden met het feit dat predatie van deze artificiële nesten geen realistisch beeld geeft rond predatiedruk bij echte nesten, aangezien ze kunnen verschillen van echte nesten qua vb. plaatsing, geur en uitzicht (zie 7.2.3).

In tegenstelling tot predatie van artificiële nesten blijkt namelijk uit monitoring van echte nesten en jongen van verschillende soorten grondbroedende akker- en weidevogels blijkt dat kraaiachtigen vaak een relatief beperkte rol spelen als predatoren in vergelijking met carnivore zoogdieren. In een uitgebreide studie rond nestpredatie van weidevogels in Nederland toonden (Teunissen *et al.*, 2020) met behulp van cameravallen en temperatuurloggers aan dat 5 van de 128 predatiegevallen van eieren te wijten waren aan zwarte kraai, en 10 van de 128 aan dagactieve vogelsoorten die niet verder gespecificeerd konden worden. Andere studies rond nestpredatie bij steltlopers zoals kievit, grutto, tureluur en wulp tonen ook aan dat kraaiachtigen slechts in beperkte mate verantwoordelijk zijn voor de predatie van eieren. Weidevogels die in relatief hoge dichtheden broeden slagen er namelijk in om kraaiachtigen actief op afstand te houden van het nest (Frauendorf *et al.* 2022). In een overzichtsstudie tonen Macdonald & Bolton (2008a) aan dat 70% van de nestverliezen (van 1067 nesten waarbij de predator kon worden geclassificeerd) aan zoogdieren te wijten zijn. Van 216 nesten waarvan de predatie op camera was vastgelegd, ging 7% verloren door zwarte kraaien. Andere studies met temperatuurloggers tonen ook veelvuldig aan dat de meeste weidevogelnesten 's nachts door zoogdieren werden gepredeerd. Dit vonden Blühdorn & Sachser (2002) en Khil (2017) voor kieviten in respectievelijk Noordrijn-Westfalen en Oostenrijk, Smart (2005) voor tureluurs in Engelse kustgraslanden, en Bellebaum & Boschert (2003), Ewing *et al.* (2023) en Zielonka *et al.* (2019) bij wulpen in respectievelijk graslanden in een agrarisch landschap en heidegebieden in Engeland, alsook in graslanden in Duitsland. Onderzoek met gezenderde kuikens van kievit en grutto in Nederland toonde aan dat zwarte kraai gelinkt kon worden aan 16 van de 254 predatiegevallen, oftewel 6,3%. Voor 70,8% van de gepredeerde kuikens kon de predatie slechts toegerekend worden aan een onbepaalde vogelsoort, waarvan zwarte kraai naast roofvogels ook een bepaald aandeel

vertegenwoordigt (Teunissen *et al.*, 2008). Uit een studie rond wulpen in Noord-Ierland bleek dat gezenderde jongen vooral gepredeerd werden door vogels, voornamelijk bonte kraai en kleine mantelmeeuw (Grant *et al.*, 1999). In het algemeen kan predatie van jongen kan vaker gelinkt worden aan kraaiachtigen dan het geval is voor eieren (Eglington *et al.*, 2009), al kunnen andere predatoren zoals zoogdieren en roofvogels nog steeds een grotere rol spelen (Mason *et al.*, 2018).

Nestpredatie van grondbroedende zangvogels in landbouw- en cultuurlandschappen door kraaiachtigen werd beschreven in o.a. het Verenigd Koninkrijk (Coulson, 1956) en Frankrijk (von Blotzheim *et al.*, 1966). De gebruikte methode van zichtwaarnemingen geeft echter geen volledig beeld doordat nachtelijke predatoren niet in rekening worden gebracht. Monitoring met cameravallen bij nesten van graspieper en roodborsttapuit in duingraslanden in Nederland tonen geen predatie van kraaiachtigen (Van Oosten, 2016). In andere studies waarbij nesten van veldleeuwerik werden opgevolgd met behulp van cameravallen kon 1 van de 7 predatiegevallen toegeschreven worden aan zwarte kraai in een Nederlands heidegebied (Praus *et al.*, 2014). Eveneens voor veldleeuwerik in een Tjechisch landbouwgebied waren bonte kraai en kauw verantwoordelijk voor respectievelijk 4 en 1 van de 22 predatiegevallen (Praus & Weidinger, 2010). Een studie in landbouwgebied in Engeland waarbij predatoren van 8 veldleeuweriknesten geïdentificeerd werden, duidt enkel op predatie door das, marterachtigen en bruine rat (Morris & Gilroy, 2008). Ook voor grondbroedende hoenderachtigen worden kraaiachtigen vaak gezien als belangrijke nestpredatoren. Studies gebaseerd op nestmonitoring tonen echter aan dat het aandeel van predatie door kraaiachtigen kleiner is dan van carnivore zoogdieren (Potts, 2012). Panek (2002) monitorde 67 nesten van patrijs in een landbouwgebied in Polen. Voor 28 nesten kon de oorzaak van falen achterhaald worden, waaruit bleek dat 2 nesten gepredeerd werden door kraaiachtigen. In een studie waarbij nesten van fazant werden opgevolgd in het Verenigd Koninkrijk en Oostenrijk konden 46 van de 191 predatiegevallen gelinkt worden aan kraaiachtigen, op basis van karakteristieke sporen zoals pikgaten in eieren (Draycott *et al.*, 2008).

### 3.4.4 Impact van predatie

Hoewel eieren en nestjongen slechts een beperkt deel van het dieet van de ekster, zwarte kraai en raaf uitmaken, kunnen deze soorten dus wel een nestpredator zijn van grondbroedende akker- en weidevogels. Madden *et al.* (2015) vatten de resultaten samen van 42 studies die de impact van de aanwezigheid van kraaiachtigen (raaf, zwarte kraai en ekster) op potentiële prooisoorten onderzochten. Dit gebeurde enerzijds door experimentele verwijdering van kraaiachtigen (eventueel in combinatie met andere predatoren), en anderzijds met een correlationele methode, waarbij de abundantie van kraaiachtigen gekwantificeerd werd. Er werd ook onderscheid gemaakt tussen een impact op abundantie (aantallen, nestdichtheid) en productiviteit (nestsucces, legselgrootte) van de prooisoorten. Voor de verschillende studies werd verder ook de impact op individuele prooisoorten binnen dezelfde studie van elkaar onderscheiden, waardoor er in totaal 326 unieke verhoudingen van 67 verschillende prooisoorten met de aanwezigheid van kraaiachtigen werden bekeken. In 82% van

deze gevallen werd er geen impact vastgesteld op abundantie noch productiviteit. Voor 6% werd er een positieve impact vastgesteld, en voor 12% een negatieve impact.

Wanneer een negatieve impact werd vastgesteld, betrof dit voornamelijk de productiviteit, oftewel het broedsucces, van de prooisoorten. Zo bleek uit studies waarin kraaiachtigen en andere predatoren experimenteel werden verwijderd, dat het broedsucces van soorten zoals kievit, wulp, graspieper en patrijs significant toenam (Bolton *et al.*, 2007; Fletcher *et al.*, 2010; Tapper *et al.*, 1996). Het is echter belangrijk te benadrukken dat in deze gevallen niet enkel kraaiachtigen, maar ook andere predatoren, zoals carnivore zoogdieren, experimenteel werden verwijderd. Van de 17 studies waarin uitsluitend kraaiachtigen werden verwijderd, en de impact op productiviteit van prooi soorten werd onderzocht, werd in slechts drie gevallen een negatief effect vastgesteld van de aanwezigheid van kraaiachtigen op de productiviteit van doelsoorten. Dit suggereert dat de invloed van kraaiachtigen op prooisoorten minder groot is dan die van andere predatoren. Daarnaast kan compenserende predatie of mesopredator-release (zie 2.5) een rol spelen waardoor het effect van het verwijderen van bepaalde kraaiachtigen tenietgedaan wordt door andere predatoren (Bodey *et al.*, 2009).

Van de 12 gevallen opgenomen in de overzichtsstudie van Madden *et al.* (2015) waarin uitsluitend kraaiachtigen werden verwijderd en de impact hiervan op de abundantie van prooisoorten werd onderzocht, werd in 10 gevallen geen positief effect waargenomen. In de twee gevallen waarin dit wel het geval was, betrof het de volgende situaties: de verwijdering van eksters in Frankrijk leidde tot een toename in de abundantie van staartmees (Chiron & Julliard, 2007), een effect dat niet werd teruggevonden voor de 13 andere soorten die in deze studie werden opgenomen, waardoor de auteurs concluderen dat de invloed beperkt is. Een andere studie toonde hoe de broedpopulatie van koperwiek significant toenam na de verwijdering van bonte kraaien in Noorwegen (Slagsvold, 1980). Deze laatste bevinding werd echter toegeschreven aan een afname van interspecifieke competitie in plaats van aan een verminderd risico op predatie. Ook een reviewstudie van Roos *et al*. (2018) toont aan dat letaal beheer van enkel kraaiachtigen geen positieve impact heeft op de abundantie van prooisoorten. Beheer van kraaiachtigen in combinatie met vos en andere predatoren daarentegen wel (zie 7.1.2).

Zowel voor impact op abundantie als op productiviteit (broedsucces) toonden Madden *et al.* 2015 dat correlationele studies en experimentele studies vergelijkbare resultaten opleveren. Bovendien bleek er geen significant verschil in de effecten van kraaiachtigen op verschillende groepen prooisoorten. De auteurs concludeerden dan ook dat bijvoorbeeld grondbroedende akker- en weidevogels niet gevoeliger zijn voor predatie door kraaiachtigen dan andere vogelsoorten. Wel werd vastgesteld dat de kans op een significante negatieve impact verschilt tussen soorten kraaiachtigen. Negatieve effecten werden vaker geassocieerd met de zwarte kraai dan met de ekster. Voor de raaf werd geen statistisch significant verschil met beide soorten vastgesteld. Uit deze review blijkt dat de impact van kraaiachtigen op hun potentiële prooisoorten beperkt is, en dat populaties van grondbroedende akker- en weidevogels algemeen niet gelimiteerd worden door specifiek predatie door kraaiachtigen. Dit neemt niet weg dat kraaiachtigen bijdragen aan het geheel van

predatie die een prooisoort ondervindt en waarbij het geheel van predatie wel mogelijk een limiterend effect kan hebben.

Uit overige literatuur blijkt dezelfde conclusie dat predatie door kraaiachtigen een impact kan hebben op de productiviteit van doelsoorten, maar dat een specifieke impact van kraaiachtigen op de abundantie van doelsoorten zeldzaam is. Sage & Aebischer (2017) tonen bijvoorbeeld aan dat het verwijderen van zwarte kraai en ekster een positief effect had op het broedsucces van zangvogels in Engelse landbouwgebieden. De auteurs geven echter aan dat dit effect relatief beperkt was, namelijk een toename van broedsucces van 10-15%. Of dit al dan niet resulteerde in een effect op de abundantie van vogels in de herfst of het voorjaar varieert per soort. Voor populaties die gereguleerd worden door territorialiteit, beschikbaarheid van geschikt habitat of nestgelegenheid, of mortaliteit in andere levensfases zoals gedurende de eerste winter, zoals het geval kan zijn bij bijvoorbeeld patrijs, is het onwaarschijnlijk dat het aantal broedende volwassen vogels in het volgende voorjaar beïnvloed wordt door predatie door kraaiachtigen (Capstick, 2018; Sage & Aebischer, 2017). Stoate & Szczur (2001) daarentegen rapporteren een positief effect van letale controle van kraaiachtigen op de abundantie van zangvogels in vergelijkbare Engelse cultuurlandschappen. Het is echter belangrijk te benadrukken dat deze controlemaatregelen werden geïmplementeerd in combinatie met andere interventies gericht op het ondersteunen van lokaal jachtwild, zoals het aanbieden van supplementair voedsel en habitatverbeteringen. Hierdoor blijft het specifieke effect van predatorbeheersing moeilijk te bepalen (Roos *et al.*, 2018).

Een beperkt aantal studies in specifieke situaties toont aan dat verhoogde predatiedruk van kraaiachtigen, door bijvoorbeeld de aanwezigheid van menselijke voedselbronnen, een reële bedreiging kunnen vormen voor een populatie van een prooisoort die reeds onder druk staat als gevolg van andere bedreigingen. Dit blijkt bijvoorbeeld uit de situatie in de Verenigde Staten, waar de toename van raaf als gevolg van menselijke activiteiten aanzienlijke negatieve gevolgen heeft voor gevoelige soorten zoals waaierhoen, marmeralk en ook de woestijnschildpad (Berry *et al.*, 2013; Coates *et al.*, 2020; Conover & Roberts, 2016). Zulke situaties, waarbij specifiek predatiedruk door kraaiachtigen een prooisoort beperkt, komen uitzonderlijk voor. Uit de beschikbare literatuur kunnen we namelijk concluderen dat de impact van predatie door kraaiachtigen in het algemeen beperkt is (Madden *et al.,* 2015).

### 3.4.5 Variatie in predatiedruk

Verschillende intrinsieke- en omgevingsfactoren zorgen voor spatiale en temporele variatie in predatiedruk door kraaiachtigen. Zo blijkt bijvoorbeeld dat de kans op predatie door zwarte kraai en ekster toeneemt binnen een gevestigd territorium. Omdat broedende individuen gebonden zijn aan hun territorium voor het foerageren, is de kans groter dat zij nesten van grondbroedende vogels vinden en prederen dan bij niet-territoriale individuen die over een groter gebied foerageren (Bravo *et al.*, 2020; Capstick *et al.*, 2019). Desondanks zorgen zwervende individuen zonder territorium waarschijnlijk ook voor een, zij het lage, predatiedruk (Bravo *et al.*, 2020). Ook zorgt de verhoogde energetische nood tijdens het incuberen van eieren en vooral het grootbrengen van jongen voor een hogere kans op predatie (Bravo *et al.*, 2020; Capstick *et al.*, 2019; Suvorov *et al.*, 2012). Soorten

waarvan het broedseizoen overlapt met dat van bepaalde kraaiachtigen worden hierdoor ingeschat als gevoeliger voor predatie (Capstick & Madden, 2021). Op basis van de gegevens van De Smet & Roggeman (2002) vindt het legsel van ekster doorgaans plaats rond de eerste week van april. Hierop volgt een broedperiode van 17-23 dagen (BTO, 2015c; De Smet & Roggeman, 2002), waarna het 26-31 dagen duurt voor de nestjongen uitvliegen (BTO, 2015c). Bij zwarte kraai vindt het legsel eveneens plaats rond de eerste week van april (De Smet & Roggeman, 2002), met een broedperiode van 17-21 dagen (BTO, 2015a; De Smet & Roggeman, 2002) en een nestjong fase van 22-35 dagen. Ondanks dat deze waarden sterk afhankelijk zijn van omgevingsfactoren zoals voedselvoorzieningen, temperatuur, precipitatie, etc. kunnen we stellen dat potentiële prooisoorten die met jongen, of in mindere mate met eieren, zitten in de periode van begin april tot begin juni een verhoogde kans hebben op predatie door ekster of zwarte kraai. Van de besproken doelsoorten in dit rapport is die overlap in het algemeen groot, maar zullen latere broeders zoals patrijs, grauwe gors of kwartel in mindere mate overlap vertonen met het broedseizoen van ekster en zwarte kraai dan bv. het geval is bij de weidevogels (zie 4.11).

Omgevingsfactoren kunnen predatiedruk door kraaiachtigen beïnvloeden door enerzijds te zorgen voor een hogere dichtheid aan territoria, en anderzijds de bereikbaarheid van nesten te bepalen. Andren (1992) toonde bijvoorbeeld aan dat de aantallen van enkele soorten kraaiachtigen, alsook de predatiepercentages van artificiële nesten, toenamen naarmate bossen gefragmenteerd worden door landbouwgebied. Bravo *et al*. (2023) bouwde hierop verder door aan te tonen dat de configuratie van heggen en bosfragmenten specifiek de dichtheid van territoria van ekster en kraai bepaalt in een landbouwgebied in Frankrijk (Bravo *et al.*, 2023), en dat deze dichtheid hier dan ook gerelateerd is aan hogere kans op predatie. Anderzijds kunnen omgevingsfactoren ook rechtstreeks de predatiedruk beïnvloeden. Wanneer nesten zich bijvoorbeeld bevinden in korte of gemaaide vegetatie zijn ze gemakkelijk toegankelijk voor predatie door kraaiachtigen (Ejsmond, 2008; Schekkerman *et al.*, 2009), die in open landschap eerder op de grond foerageren dan vanuit de lucht (Bravo *et al.*, 2022; Møller, 1983). Wanneer de vegetatie hoger is dan 30 cm kunnen kraaiachtigen zich hier moeilijker door verplaatsen, wat kan zorgen voor een afname van predatie (Bravo *et al.*, 2022). Ook de aanwezigheid van verticale structuren (bomen, elektriciteitspalen), die kunnen dienen als uitkijkpost of broedgelegenheid voor kraaiachtigen, wordt soms gelinkt aan hogere predatiedruk (Andersson *et al.*, 2009; Van der Vliet *et al.*, 2008). Grondbroedende vogels die in een hogere densiteit broeden kunnen ook effectiever hun eieren en jongen verdedigen tegen predatie door kraaiachtigen (MacDonald & Bolton, 2008b; Šálek & Smilauer, 2002). Wanneer nesten zich korter bij de overgang tussen verschillende habitattypes bevinden in gefragmenteerde landschappen wordt er in het algemeen een hogere mate van predatie vastgesteld (Bro *et al.*, 2008; Kaasiku *et al.*, 2022b; Laux *et al.*, 2022). Dit fenomeen is echter waarschijnlijk voornamelijk te wijten aan de verhoogde activiteit van carnivore zoogdieren in zulke overgangen. Voor kraaiachtigen is er geen eenduidig verband tussen het voorkomen van predatie en ligging in relatie tot habitattransities (Krüger *et al.*, 2018; Macdonald & Bolton, 2008a).

Naast de externe en intrinsieke factoren zouden kraaiachtigen ook op individueel niveau kunnen verschillen in hun neiging tot nestpredatie. Uit recent gedragsecologisch onderzoek bij verschillende soorten, waaronder kraaiachtigen, blijkt immers dat individuele specialisatie op bepaalde

prooisoorten of op foerageermethodes schuil kan gaan achter een generalistisch dieet op populatieniveau (Araújo *et al.*, 2011; Ceia & Ramos, 2015; West & Jones, 2022; Woo *et al.*, 2008). Dit zou ook het geval kunnen zijn voor bijvoorbeeld eksters en zwarte kraaien (Bravo *et al.*, 2020; Capstick *et al.*, 2019), aangezien recent onderzoek lijkt aan te tonen dat nestpredatie door kraaiachtigen niet incidenteel gebeurt, maar in sommige gevallen het gevolg kan zijn van een actief zoekgedrag (Bravo *et al.*, 2022; Vickery *et al.*, 1992). Het is momenteel echter niet duidelijk in welke mate verhoogde predatie gelinkt kan worden aan een specifiek individu of aan (a)biotische kenmerken van een bepaald territorium.

We kunnen concluderen dat de impact van kraaiachtigen op akker- en weidevogels sterk varieert en afhankelijk is van allerlei kenmerken die kunnen variëren per gebied, prooisoort en jaar. Deze variabiliteit betekent dat het moeilijk is om een algemene uitspraak te doen over hun invloed. Men kan wel stellen dat, van de algemene kraaiachtigen, de zwarte kraai de soort is die voor grondbroedende akker- en weidevogels het vaakst tot een significante impact kan leiden. Potentiële maatregelen en/of onderzoek richten zich daarom best prioritair op deze soort. Een negatieve impact van ekster wordt namelijk minder frequent vastgesteld, en bovendien wordt deze soort voornamelijk geassocieerd met de predatie van zangvogels die in struikgewas broeden, en in mindere mate met grondbroeders. Predatie door roek en kauw is verwaarloosbaar, en heeft volgens de huidige wetenschappelijke inzichten geen significante impact op grondbroedende akker- en weidevogels. De raaf komt momenteel in Vlaanderen niet in voldoende aantallen voor om een noemenswaardige impact te hebben. Indien de ravenpopulatie verder toeneemt, wat verwacht wordt wanneer de habitatvoorkeur een omschakeling ziet naar meer open gebieden zoals reeds merkbaar is in Nederland (Coeckelbergh & Poelmans, 2024), kan er mogelijk een lokaal significante impact ontstaan. Daarom is het belangrijk om deze ontwikkelingen nauwgezet te monitoren.

## 3.5 Overige predatorsoorten

Naast bovengenoemde predatorgroepen, zijn er nog een aantal apart te benoemen soorten waarvan hun predatie is gekend op bepaalde akker- en weidevogels. Het gaat hierbij om bruine rat, blauwe reiger, meeuwen en ooievaar.

### 3.5.1 Bruine rat

De bruine rat is een knaagdierensoort die nauw samenleeft met de mens, maar ook voorkomt in natuurlijke habitats zoals akkerranden en wateroevers. In de winter trekt ze vaak naar gebouwen. Ze is een alleseter met een voorkeur voor granen en verse planten, maar eet ook afval, vlees en zelfs andere dieren zoals vogels, amfibieën, andere knaagdieren en soortgenoten. Haar dieet varieert sterk per seizoen en omgeving.

De bruine rat leeft in kolonies, die zich zowel onder- als bovengronds kunnen bevinden. Bij lage dichtheden heerst er een duidelijke hiërarchie met een dominant mannetje. Bij hoge dichtheden wordt vooral het directe nestgebied verdedigd, terwijl voedselvoorraden gezamenlijk worden benut.

Dit leidt soms tot enorme populaties op kleine oppervlakten, zoals afvalstorten, waar duizenden ratten kunnen samenleven.

De soort is vooral in de schemer en 's nachts actief, maar kan haar gedrag aanpassen aan de aanwezigheid van roofdieren of voedselbronnen.

Bruine ratten planten zich het hele jaar door voort, met pieken in het voorjaar en najaar. De draagtijd bedraagt 20 - 23 dagen en een worp bestaat uit gemiddeld 8 - 10 jongen. Vrouwtjes kunnen direct na het werpen opnieuw drachtig worden en krijgen vijftal worpen per jaar. Ze zijn geslachtsrijp op een leeftijd van 3-4 maanden, wat resulteert in een snelle populatiegroei. In gevangenschap kunnen ze drie jaar oud worden, maar in de natuur is de sterfte hoog (90-95% per jaar). Ratten vormen een groot deel van het rantsoen van vossen in Vlaanderen (Van Den Berge *et al.*, 2022a) en van bruine kiekendieven (Orta *et al.*, 2020b).

De bruine rat is algemeen verspreid in Vlaanderen, vooral langs waterlopen, in stedelijke gebieden en op vuilnisbelten. Gemeenten en overheidsdiensten bestrijden haar regelmatig vanwege haar aanwezigheid in en rond gebouwen. Door haar hoge voortplantingssnelheid en aanpassingsvermogen blijft de bruine rat een wijdverspreide en moeilijk te beheersen soort (Stuyck, 2003). In de open ruimte zien we een cyclisch patroon in de rattenpopulatie waarbij de populatiedichtheid het hoogst is in de maanden september en oktober en een dieptepunt kent in januari (Stuyck *et al.*, 2007).

De bruine rat staat, samen met andere soorten binnen het geslacht *Rattus*, bekend als een belangrijke predator van koloniebroedende zeevogels. Op eilanden waar ratten als invasieve exotische soort zijn gevestigd, kan hun aanwezigheid grote ecologische gevolgen hebben. Predatie door ratten is op dergelijke plekken regelmatig gelinkt aan afnames en zelfs (lokale) uitstervingen van verschillende vogelsoorten en -populaties (Ringler *et al.*, 2015; Saunier *et al.*, 2022). Ratten prederen op zowel eieren, kuikens als volwassen vogels, waarbij met name kleine soorten en holenbroeders het meest kwetsbaar zijn (Jones *et al.*, 2008). Uit onderzoek blijkt dat de grootte van eieren eveneens een rol speelt, waarbij kleinere eieren vaker worden gepredeerd. Hoewel soms wordt aangenomen dat er een grenswaarde is waarboven eieren te groot zijn om door ratten te worden gegeten, wijzen experimentele studies erop dat zelfs de grootste eieren in beperkte mate worden gepredeerd (Latorre *et al.*, 2013).

Ook voor kolonies van kustbroedvogels in onze streken kan de predatie door bruine rat een bedreiging vormen (Arts *et al.*, 2022). Directe waarnemingen van predatie zijn lastig vanwege het nachtelijke activiteitspatroon van de bruine rat (Austin, 1948). Toch wijzen lege eieren, dode kuikens (vaak verstopt onder struiken) en resten van aangevreten vogels vaak op hun aanwezigheid. Na de eerste tekenen van predatie door ratten blijven de vogels de broedplaats gebruiken, en treedt er doorgaans geen predatormijding op. Pas wanneer er massale predatie plaatsvindt zullen ze de broedplaats verlaten (Meininger & Graveland, 2002).

In het geval van grondbroedende akker- en weidevogels wordt nestpredatie door de bruine rat sporadisch vastgesteld. Naast anekdotische waarnemingen op basis van sporen wordt predatie

vastgesteld in studies waarbij nestpredatie wordt opgevolgd met behulp van camerabeelden (De Boer, 2024; Fokkema *et al.*, 2024; Krüger *et al.*, 2018; Morris & Gilroy, 2008). Ook DNA-onderzoek op restanten van eieren wijst op een beperkte rol van de bruine rat als predator (Jonge Poerink *et al.*, 2020).

Experimentele studies laten zien dat de predatiedruk bij rattenpopulaties van lage dichtheden beperkt blijft, waardoor er waarschijnlijk geen belangrijk effect is op de populaties van niet in kolonies broedende grondbroedende vogels (O'Hanlon & Lambert, 2016). Bij hogere dichtheden van rattenpopulaties kan deze impact echter wel substantieel zijn (Lambert *et al.*, 2013). De populatiedichtheid van de bruine rat kan sterk fluctueren, vooral op plaatsen zoals bijvoorbeeld in stedelijke gebieden waar de aanwezigheid van voedsel, nestgelegenheid en gunstige klimaatomstandigheden hun aantallen snel doen toenemen (Adrichem *et al.*, 2014; Hasselbring, 2019). In landelijke gebieden, waar deze omstandigheden doorgaans ontbreken, blijft de impact van ratten op akker- en weidevogels waarschijnlijk beperkt (Fokkema *et al.*, 2024). Echter, een samenspel van factoren zoals gunstig weer en bijvoorbeeld de aanwezigheid van oogstresten op akkers kan in principe leiden tot een snelle populatietoename. De hoogste dichtheden van ratten in de open ruimte zien we in de maanden september en oktober (Stuyck *et al*., 2009), dit valt niet samen met de gevoelige periode (maart-augustus) van de grondbroedende vogels maar sluit schade door predatie van bruine rat niet uit.

Ook wanneer de predatoren van bruine ratten (zouden) worden bestreden, zoals vos, roofvogels en marterachtigen, is het mogelijk dat predatie door bruine rat toeneemt door een meso-predator release effect. Zulke effecten zouden nader moeten worden onderzocht om te bepalen of in dergelijke gevallen een significante impact op broedvogels kan ontstaan.

De relatie tussen ratten en andere grondpredatoren is een aspect dat de nodige beschouwing verdient. Rond huiskatten heerst de perceptie dat ze, naast een negatieve impact op biodiversiteit (zie 3.1.2.1), ook een positieve impact hebben door het bestrijden van plaagvormende knaagdieren zoals ratten. Specifiek onderzoek toonde echter aan dat ratten bij aanwezigheid van katten door een gewijzigd terreingebruik enkel minder zichtbaar worden voor mensen, wat tot de perceptie heeft geleid dat huiskatten goede rattenbestrijders zijn (Parsons *et al.*, 2018). Effectieve predatie van huiskatten op ratten lijkt eerder occasioneel, heeft vooral betrekking op jonge individuen, en heeft wellicht weinig impact op rattenpopulaties (Glass *et al.*, 2009). Daarentegen vormen ratten wel degelijk een wezenlijk onderdeel van het dieet van een aantal inheemse predatoren in Vlaanderen. Uitgedrukt in frequentie van voorkomen geeft dit volgende cijfers: vos; 17,0% (belangrijkste prooi-item bij vos in Vlaanderen), bunzing; 12,8% ; steenmarter 5,7% (Van Den Berge *et al.*, 2022a).

De bruine rat kan ook als voedselconcurrent optreden voor grondbroeders die zaden eten, zoals patrijs en veldleeuwerik, bijvoorbeeld op percelen met daartoe geteeld wintervoedsel (graan of andere) of bij voederemmers.

### 3.5.2 Blauwe reiger

De blauwe reiger is een generalistische predator die in veel waterrijke biotopen te vinden is. Ze broeden in kolonies van een paar tot vele tientallen koppels, verspreid over heel Vlaanderen. Het Vlaamse broedbestand schommelt doorgaans tussen 2.000 en 2.500 broedparen, met over het algemeen een aanzienlijke maar tijdelijke afname na een strenge winter. Zijn dieet varieert volgens biotoop en seizoen. Er zijn soms grote verschillen tussen individuele reigers van dezelfde kolonie. Als opportunist speelt de blauwe reiger gemakkelijk in op nieuw of groot voedselaanbod, zoals exotische vissoorten, tot muizen- en sprinkhanenplagen (Kushlan *et al.*, 2005). De blauwe reiger hanteert een langzame manier van jagen.

Gewoonlijk maakt vis van 10-25 cm lang de bulk van het dieet uit. Soms worden ook grotere exemplaren gevangen. Verder staan amfibieën, kreeftachtigen, aquatische ongewervelden, reptielen, kleine zoogdieren en kuikens op het menu. Soms proberen ze prooien af te pakken van andere soorten reigers, meeuwen, kraaien, futen of zelfs otters, maar dit gebeurt ook andersom.

Een studie naar het voedsel van nestjongen van blauwe reiger in een kolonie in Schotland in 1981-83, gebaseerd op braakbalanalyses, toonde aan dat drie prooien overheersten: baars, beekforel en eendenkuikens van minder dan 10 dagen oud. Het aandeel baars daalde en het aandeel kuikens steeg in de loop van het seizoen, terwijl het aandeel beekforel constant bleef. De 'forellenvissers' vingen nauwelijks kuikens. Er waren duidelijk individuele verschillen. De piek aan kuikenpredatie viel rond begin juni. Tot half juni betrof het hoofdzakelijk kuikens van wilde eend, na half juni van kuifeend. Lokaal werd de sterfte geraamd op 5% van de wilde eendenkuikens en 3-6% van de kuifeendenkuikens. Met een totaal kuikenverlies van 75% werd het aandeel van reigerpredatie als klein bestempeld (Marquiss & Leitch, 1990). De actieradius bedraagt tot 36 km van de kolonie (Kushlan *et al.*, 2005).

In een uitgebreide Nederlandse studie naar de predatoren van weidevogelkuikens (Teunissen *et al.*, 2005), werden ten minste 15 diersoorten geïdentificeerd waarvan 11 soorten vogels en 4 soorten zoogdieren. Geen enkele predatorsoort nam meer dan 20% van de kuikenverliezen met bekende oorzaak voor zijn rekening. Wel maakten drie soorten een groter aandeel uit dan de overige: buizerd (12%), blauwe reiger (8-18%) en de kleine marterachtigen hermelijn/wezel/bunzing (15%). Kievitkuikens vielen vaker ten prooi aan blauwe reigers dan gruttokuikens.

### 3.5.3 Ooievaar

De ooievaar is uitsluitend carnivoor, maar is absoluut niet kieskeurig. Het is een opportunistische soort die vooral grote ongewervelden (kevers, sprinkhanen, regenwormen, kreeftachtigen zoals rivierkreeften, …) en kleine gewervelden (muizen, mol, amfibieën, reptielen, vissen, kuikens, …) vangt. Verder eten ze ook aas, slachtafval en eetbare resten op huisvuilstorten.

Ooievaars jagen wandelend, waardoor prooien die zich snel uit de voeten kunnen maken, of kunnen wegvliegen of -zwemmen, minder vaak het slachtoffer worden (Elliott *et al.*, 2020) .

Kuikens met een normale gezondheid en alerte ouders vallen maar heel uitzonderlijk ten prooi aan ooievaars. Zo vond een grote studie in Polen maar één kuiken van wilde eend als prooi tussen honderden andere prooi-items. Overigens werd daar ook een ooievaarkuiken als prooi opgemerkt (Kosicki et al., 2006). De heel uitgebreide studie van (Teunissen *et al.*, 2020) vermeldt de ooievaar wel als mogelijke predator, maar zonder verdere meldingen van weidevogels of hun kuikens als prooi. De ooievaar komt in Vlaanderen slechts zeer plaatselijk voor, maar is in langzame opmars. In 2024 waren er 196 broedparen in Vlaanderen, waarvan ongeveer tweederde in de nabijheid van de voormalige 'ooievaarparken' van het Zwin (regio Knokke-Damme) en vooral Planckendael (regio Mechelen) (Faveyts & Steenhoudt, 2023). Daarmee blijft de ooievaar globaal een (zeer) schaarse vogel in de meeste landbouwgebieden.

De zeldzaamheid van de soort in combinatie met het zeer lage aantal kuikens als prooi, maakt dat de ooievaar niet als belangrijke predator van grondbroedende vogels kan worden beschouwd.

### 3.5.4 Meeuwen

Alle in Vlaanderen broedende meeuwensoorten worden genoemd als ei- en kuikenpredator: zilvermeeuw, kleine mantelmeeuw, stormmeeuw, zwartkopmeeuw en kokmeeuw (Burger *et al.*, 2020). Het gaat daarbij meestal om eieren of kuikens van koloniegenoten meeuwen of sterns, zelfs van de eigen soort, maar ook wel van andere soorten die broeden in open terrein, zoals weidevogels. Dit wordt verderop toegelicht.

Meeuwen komen overal in Vlaanderen voor. Ze broeden meestal in kolonieverband, maar soms ook apart op daken. Ze zijn heel mobiel, ook tijdens het broedseizoen. Zo gaat de **zilvermeeuw** foerageren tot gemiddeld 21 km van de kolonie, maar 50 km of meer is niet uitzonderlijk (Weseloh *et al.*, 2024). Bovendien zijn meeuwen pas 2-4 jaar na hun geboorte geslachtsrijp en struinen de onvolwassen individuen vaak rond in agrarische gebieden en natuurgebieden met plas-dras situaties. De zilvermeeuw is een generalist en opportunist en lust werkelijk alles wat eetbaar is, dus ook eieren en kuikens. Zenderonderzoek bracht aan het licht dat elk individu een vaste routine ontwikkelt tegen dat ze volwassen zijn. Sommige individuen foerageren op zee, andere in de stad of in landbouwgebied met akkers en weiden. Dit kan per seizoen wisselen. Zeedieren in allerlei vormen, van strand, wad of ver op zee, blijven echter een belangrijk onderdeel van de voedselkeuze voor een groot aandeel zilvermeeuwen (van den Bosch *et al.*, 2019). Ingraham *et al.* (2020) melden dat predatie van nesten en vogels zeldzaam is als specialisme, maar wel frequent als opportuniteit, en dan met name de eieren en jongen van naburig broedende kleinere meeuwensoorten. In Vlaanderen bevinden de grootste kolonies van de zilvermeeuw zich in de havengebieden van Zeebrugge en Oostende. Ook broeden veel vogels op daken, vooral dan in kustgemeenten, de havens van Gent en Antwerpen, in industriegebieden en commerciële zones. De korte termijntrend wat

meeuwenaantallen betreft is in Vlaanderen dalend. Het aantal broedparen bedroeg in 2018 rond 2.000 paren (Vermeersch *et al.*, 2020).

De voedselkeuze en leefwijze van de **kleine mantelmeeuw** is gelijkaardig aan die van de zilvermeeuw maar met een grotere preferentie om op zee te gaan foerageren (Kubetzki & Garthe, 2003), en dan met name op kleine vis en zwemkrabben, levend of dood. Predatie van eieren en kuikens van andere vogels komt geregeld voor. Kleine mantelmeeuwen broeden vooral in Zeebrugge en Oostende, maar verder ook verspreid in andere kuststeden en in industrie- en commerciële zones waar bijna uitsluitend op dagen wordt gebroed. In het Vlaamse binnenland gaat het echter om relatief lage aantallen. Ze zijn talrijker dan de Zilvermeeuw, met voor gans Vlaanderen ca. 3.000 broedparen in 2018 (Vermeersch *et al.*, 2020).

Door een achteruitgang van het voedselaanbod op zee gaat een groter aandeel van de kleine mantelmeeuwen in het binnenland foerageren. Dit is in Vlaanderen vooral het geval tijdens de weekends wanneer minder of niet op zee gevist wordt en er dus geen visafval overboord wordt gegooid (Sotillo *et al.*, 2019a). Veranderingen in het mariene ecosysteem kunnen in theorie dus ook de predatiedruk op grondbroedende weide- en akkervogels in het binnenland wijzigen. Het broedsucces van de zilver- en kleine mantelmeeuw blijkt overigens lager wanneer meer terrestrische voeding gegeven wordt aan de kuikens in vergelijking met marien voedsel (Sotillo *et al.*, 2019b).

De **zwartkopmeeuw** komt tijdens het broedseizoen lokaler voor in Vlaanderen, in van jaar tot jaar sterk wisselende aantallen. De bulk van de zowat 2.000 broedparen broedt in het Antwerpse havengebied (Vermeersch *et al.*, 2020). Foeragerende vogels worden vooral in een straal van 30 km rondom de Antwerpse haven gezien, met een voorkeur voor graslanden in de Kempen. Zeeuwse broedvogels opereren tot in de Oost-Vlaamse en West-Vlaamse polders (vnl. Oostkustpolders, (Waarnemingen.be, s.d. f). De zwartkopmeeuw is een notoire predator van eieren en kuikens van kokmeeuw en grote stern (De Kraker, 2010; Stienen *et al.*, 2007). Meldingen van predatie op weidevogeleieren en -kuikens is niet beschreven. Wat wel bekend is van de weidevogelgebieden op Antwerpen Linkeroever is het steevast mislukken van kolonies van kluut in de eifase wanneer deze grenzen aan kolonies van zwartkopmeeuw (observaties INBO). Met soms honderden broedparen zwartkopmeeuw verspreid in het weidevogelgebied kan zo ook een impact op broedende weidevogels vermoed worden.

De **stormmeeuw** is een schaarse broedvogel in Vlaanderen met zo'n 30 broedparen per jaar. Die broeden op industrieterreinen en -daken in Zeebrugge, Kallo en verspreid over Limburg (Vermeersch *et al.*, 2020). Zwervende, onvolwassen vogels zijn zeer schaars in het Vlaamse binnenland in het voorjaar (Waarnemingen.be, s.d. d), maar behoorlijk algemeen langs de kust. De stormmeeuw is omnivoor zoals de grotere meeuwen. Vertoont vaker kleptoparasitair gedrag (waarbij het ene dier voedsel steelt van een ander dier) dan andere meeuwen en viseert daarbij ook weleens weidevogels die een grote worm te pakken hebben. Er zijn meldingen van eierroof van bv. goudplevier in Schotland (Parr, 1993) en scholeksters in Nederland (Ens, 1991; Van Kleunen *et al.*, 2010), en van kuikenpredatie in weidevogelgebieden in Nederland (Oosterveld, 2011). De schaarste van de soort in

het broedseizoen zal naar verwachting in Vlaanderen niet leiden tot problematische predatie door stormmeeuwen. Enkel aan de kust zouden er lokaal problemen kunnen zijn met gespecialiseerde individuen.

De **kokmeeuw** is de kleinste van de genoemde meeuwensoorten. Hun dieet bestaat vooral uit ongewervelden (Burger *et al.*, 2020), maar predatie van eieren en kuikens komt ook voor. Het gaat dan meestal om predatie bij soortgenoten (Burger *et al.*, 2020; Stienen *et al.*, 1998; Van Dijk *et al.*, 2009), maar er bestaan ook meldingen van ei- of kuikenpredatie bij andere meeuwensoorten of steltlopers (Hendriksma, 2008; Teunissen, 2001).

Samenvattend kunnen we stellen dat de belangrijkste predatie die plaatsvindt door meeuwen waarschijnlijk de predatie is van eieren en kuikens van eigen soortgenoten en in nabijgelegen kolonies van andere meeuwensoorten en sterns, zeker wanneer er tijdelijk weinig ander voedsel is te vinden (Brouwer & Spaans, 1994; Van Kleunen *et al.*, 2010). Alle meeuwen kunnen in hun kolonies zelf grote last ondervinden van grondpredatoren en vertonen zeker ten aanzien van vos sterk predatormijdend gedrag. De komst van de vos aan de Belgische kust zorgde voor een verschuiving van veel grondbroedende zilver- en kleine mantelmeeuwen naar daken als nestlocatie, hiertoe nog eens gestimuleerd door habitatverlies in de zich ontwikkelende havens (Vermeersch *et al.*, 2020).

De betere weidevogelgebieden in het westen van het land liggen binnen de actieradius van de kolonies van zowat alle meeuwensoorten. De betere akkervogelgebieden in de leemstreek in het oosten van Vlaanderen krijgen in het broedseizoen eerder sporadisch bezoek van met name onvolwassen vogels, waarbij de kleine mantelmeeuw ruimer verspreid is dan de zilvermeeuw (Waarnemingen.be, s.d. e, Herremans, 2016).

We kunnen dus aannemen dat alle soorten meeuwen wel eens eieren of kuikens verschalken van weidevogels, maar het is de vraag in hoeverre dat in belangrijke mate doorweegt in de totale ei- en kuikenverliezen. De verliezen kunnen lokaal en mogelijk tijdelijk belangrijker zijn als één of meerdere individuen zich hierin specialiseren (Oosterveld, 2011; Van Kleunen *et al.*, 2010).

# 4. Doelsoorten

In het vorige hoofdstuk gingen we in op het aandeel van predatie dat elk van de verschillende predatoren afzonderlijk veroorzaakt. Vanuit het perspectief van de prooisoort is predatie echter het geheel van predatie door alle predatoren samen. In dit hoofdstuk beschrijven we de doelsoorten van dit rapport die predatie ondervinden, met name de Vlaamse grondbroedende akker- en weidevogels. We beschrijven kort de ecologie en de toestand van de soort in Vlaanderen, en gaan dieper in op het belang van predatie voor de soort.

## 4.1 Patrijs

### 4.1.1 Beschrijving

De patrijs is een iconische grondbroedende akkervogel die nauw verbonden is met kleinschalige, halfopen agrarische landschappen. Ze geven de voorkeur aan een divers landschap met een mozaïek van akkers, braakliggende gronden, kruidenrijke akkerranden, kleine landschapselementen en extensief beheerde weiden, die niet alleen voedsel maar ook dekking en geschikte nestplaatsen bieden. Bosrijke gebieden en de nabijheid van bebouwing worden vermeden (Dudzinski, 1992; Reitz *et al.*, 2002).

Tijdens het broedseizoen nestelt de patrijs in grasrijke akkerranden, graanakkers of ruige vegetatie in bermen of langs heggen, sloten en dijken met een voorkeur voor droge, goed beschutte plekken waar het nest gecamoufleerd is door overjarige (meerjarige) grassen of kruidenrijke vegetatie (Bro *et al.*, 2000a; Panek, 2002). Het nest zelf is een eenvoudige uitholling in de grond, bekleed met gras en bladeren. De eileg start eind april of begin mei, waarbij het vrouwtje 10 tot 20 eieren per legsel legt (gemiddeld 15), met een interval van ongeveer 1 tot 2 dagen tussen de eieren. Na voltooiing van het legsel begint de broedperiode, die volledig door het vrouwtje wordt uitgevoerd en ongeveer 23 tot 25 dagen duurt. Als een nest verloren gaat kan een vervolglegsel worden geproduceerd, meestal met minder eieren (Lack, 1947).

De kuikens zijn nestvlieders, ze verlaten het nest vrijwel direct na het uitkomen. Tijdens de eerste twee weken zijn ze volledig afhankelijk van een dieet rijk aan insecten, zoals rupsen, larven van bladwespen, kevers, bladluizen en mieren (Southwood *et al.*, 2002). Insectenrijke habitats in de nabijheid van het nest, met open vegetatiestructuren die zowel voedsel als bescherming bieden, zijn cruciaal voor de overleving van de kuikens. Volwassen patrijzen hebben daarentegen een voornamelijk plantaardig dieet. In de zomer voeden ze zich met zaden, kiemplanten en bladeren van grassen en kruiden, terwijl ze in de winter overschakelen naar grassen, wintergraan en een verscheidenheid aan beschikbare zaden (Orlowski *et al.*, 2011).

Buiten het broedseizoen vormen patrijzen kluchten. Deze sociale structuur biedt bescherming door gezamenlijke waakzaamheid en vermindert het risico op predatie (Watson *et al.*, 2007b). Vanaf januari vallen kluchten uiteen en worden koppels gevormd.

### 4.1.2 Stand en trend

De Vlaamse patrijzenpopulatie is de afgelopen decennia sterk achteruitgegaan. Uit de meest recente gegevens van het ABV-project blijkt dat de populatie tussen 2007 en 2023 jaarlijks met -5% (90% betrouwbaarheidsinterval: -6,1 tot -3,8%) verder is afgenomen, wat neerkomt op een totale daling van -56% (90% betrouwbaarheidsinterval: -64 tot -47%) over de volledige periode (Onkelinx *et al.,* 2024). Deze trend is echter niet-lineair en moet met enige voorzichtigheid worden geïnterpreteerd.

Naast de ABV-schatting kunnen ook de jaarlijkse statistieken van de Wildbeheereenheden (WBE) gebruikt worden als indicator voor de trend van de patrijs in Vlaanderen. Deze statistieken zijn gebaseerd op de jaarlijkse wildrapporten die worden aangeleverd door erkende wildbeheereenheden en omvatten gegevens over zowel de voorjaarsstand van een selectie van soorten (waaronder de patrijs) als de afschotcijfers van alle jachtwildsoorten in Vlaanderen.

De afschotcijfers tonen een vergelijkbare trend als die van de ABV, met een afname van het afschot van 39% (90% betrouwbaarheidsinterval: -49,2% tot -27,3%) over de periode 2007-2017 (Verzelen *et al.*, 2020). Één van de voorwaarden voor de jacht op patrijs binnen een WBE is een minimale dichtheid van 3 broedparen per 100 hectare open ruimte. Sinds de invoering van een gestandaardiseerd telprotocol voor de schatting van deze voorjaarsstanden in 2021, is het afschot van patrijs in Vlaanderen gekelderd door een afname in het aantal wildbeheereenheden die toestemming kregen om te mogen jagen op patrijs. Het Vlaamse afschot bedroeg in 2007 23.413 patrijzen (gerapporteerde oppervlakte: 900.520 ha, 2,60 patrijzen per 100 ha) en in 2022 4.223 patrijzen (gerapporteerde oppervlakte: 838.829 ha, 0.5 patrijzen per 100 ha).

Er bestaat veel onzekerheid over de werkelijke grootte van de patrijzenpopulatie in Vlaanderen. In de Vlaamse Broedvogelatlas 2000-2002 werd de populatie geschat op 3.500 tot 10.000 broedparen (Devos *et al.*, 2004). Op basis van de geschatte ABV trend, waarbij het broedbestand sinds 2007 met meer dan de helft is afgenomen, zou de huidige populatie niet meer dan 5.000 broedparen omvatten (Vermeersch *et al.*, 2020). Hierbij dient vermeld te worden dat de inventarisatiemethode van de broedvogelatlas van 2004 (een vorm van territoriumkartering) mogelijks heeft geleid tot een onderschatting van het broedbestand van de patrijs. Dit werd deels in overweging genomen bij de populatieschatting in de atlas, waarbij de geschatte bovengrens van de Vlaamse populatie werd bijgesteld van 6.000 naar 10.000 broedparen.

Een alternatieve schatting van de Vlaamse populatiegrootte komt voort uit de WBE-statistieken, waarbij elke WBE jaarlijks het aantal broedparen rapporteert in haar werkingsgebied. In 2017 werd een totaal van 24.339 broedparen gerapporteerd in Vlaanderen, bijna vijf keer hoger dan de schatting van de broedvogelatlas (Scheppers *et al.*, 2019). Aangezien de WBE's geen

gestandaardiseerde telmethode gebruiken, is de nauwkeurigheid van deze schattingen onbekend en moeten deze cijfers met voorzichtigheid worden geïnterpreteerd.

De populatieschatting op basis van de gestandaardiseerde, gebiedsdekkende tellingen in het kader van de Vlaamse Vogelatlas (2020-2024) zal mogelijk een nauwkeuriger beeld geven van de huidige status van de patrijs in Vlaanderen.

### 4.1.3 Voorkomen in Vlaanderen

Het zwaartepunt van de verspreiding van de patrijs in Vlaanderen ligt in het westen, met de hoogste densiteiten in West-Vlaanderen en in de Vlaamse Ardennen in de nabij van de gewestgrens met Wallonië (Devos *et al.*, 2004; Vogelatlas.be, 2025). Op basis van de voorlopige resultaten van de Vlaamse Vogelatlas 2020-2024 zou de soort het hier en daar beter doen dan 20 jaar geleden (Vermeersch *et al.*, 2022). Deze toename kan echter een gevolg zijn van een betere en meer soortspecifieke inventarisatie-inspanning voor de nieuwe vogelatlas.

### 4.1.4 Predatie

Predatie is een van de belangrijkste factoren in de populatiedynamiek van patrijs. Hoewel patrijzen in het wild een leeftijd tot 4-5 jaar kunnen bereiken (Bro, 2016; BTO, 2015b), bedraagt de gemiddelde levensverwachting slechts 1,5 jaar (Pegel, 1987 in Brewin *et al*., 2020). In Polen stelde Panek (2005) een jaarlijkse adultenoverleving van 25% tot 33% vast in de periode 1991-2003. Deze cijfers zijn volgens een recent zenderonderzoek vergelijkbaar in Vlaanderen (Scheppers *et al.*, in voorbereiding). Ook in Frankrijk stelt Bro *et al.* (2001) dat deze overleving varieert tussen 25% en 65%.

De jaarlijkse verliezen onder adulten zijn dus groot en in hoofdzaak te wijten aan predatie (Birkan *et al.*, 1988; Bro *et al.*, 2001; Potts, 1980; Reitz *et al.*, 1993; Scheppers *et al.*, in voorbereiding). De sterfte en het aandeel van predatoren zijn afhankelijk van de periode in het jaar. De belangrijkste perioden zijn de periode van het leggen en bebroeden van de legsels (mei – midden juli) en de periode van het najaar en de winter.

#### 4.1.4.1 Predatie adulten gedurende de broedperiode

De mortaliteit bij adulten is het hoogst gedurende de lente- en zomermaanden, met een piek tussen midden mei en midden juli wanneer hennen aan het broeden zijn en de pas uitgekomen kuikens grootbrengen (Bro, 2016). Met behulp van telemetrie onderzochten verschillende studies de overleving van hennen tijdens deze periode (voor een overzichtstabel met de resultaten van deze verschillende studies en de bijhorende referenties verwijzen we naar de bijlage XI in Bro (2016)). De resultaten zijn niet direct vergelijkbaar omwille van verschillen in de juiste periode die onderzocht werd en/of de steekproefgrootte, maar ongeveer de helft van de hennen overleeft de broedperiode niet. Recent zenderonderzoek in Vlaanderen duidt op gelijkaardige sterftecijfers voor hennen (Scheppers *et al.*, in voorbereiding).

Bro (2016) stelt op basis van een literatuuroverzicht dat het sterftecijfer van hanen niet zo verschillend is van dat van hennen gedurende de gehele voortplantingsperiode, maar deze is wel hoger voor het maken van het nest en gelijk of zwakker na het uitkomen van de kuikens. In Vlaanderen kwamen Scheppers *et al.* (in voorbereiding) tot dezelfde conclusie, waarbij hanen een minder hoge sterfte kenden tijdens de broedperiode dan hennen. De sterfte van adulte hennen tijdens de lente- en zomermaanden zou volgens Bro (2016) iets hoger liggen dan deze van de subadulte hennen.

Predatie is verantwoordelijk voor 70% tot 80% van de sterfgevallen in een grootschalig zenderonderzoek in Frankrijk (Bro *et al.*, 2001). Een kleinschaligere zenderstudie in Vlaanderen komt aan dezelfde percentages (Scheppers *et al.*, in voorbereiding).

#### 4.1.4.2 Predatie adulten gedurende de winterperiode

Verschillende studies onderzochten de winteroverleving van de patrijs, waarbij de schattingen van de sterftecijfers zeer variabel zijn (voor een overzichtstabel met de resultaten van deze verschillende studies en de bijhorende referenties verwijzen we naar de bijlage XII in Bro (2016)). Volgens Bro (2016) zijn deze schattingen moeilijk te vergelijken en samen te vatten omwille van de verschillende methoden waarop de cijfers bekomen werden (vb. telemetrie of tellingen) en de periode en de tijdsduur waarop ze juist betrekking hebben.

Gedurende de winterperiode is er een sterftepiek in de periode van de koppelvorming (Bro, 2016). In deze periode zijn de dieren druk aan het vechten voor een partner of in de fase van dispersie op zoek naar een partner. Hierdoor zijn ze kwetsbaarder voor predatie, vooral door roofvogels (Tillmann, 2009). De sterfte ligt hierbij hoger bij hanen dan bij hennen. In Vlaanderen kenden de hanen de hoogste mortaliteit van het jaar gedurende de periode van de koppelvorming, terwijl de hennen een relatief hoge overleving hadden in deze periode (Scheppers *et al.*, in voorbereiding).

#### 4.1.4.3 Predatoren van adulte patrijzen

Het aantal soorten dat predeert op patrijzen is vrij divers en omvat zowel zoogdieren als roofvogels. Hun respectievelijk aandeel in de sterfte hangt sterk af van o.a. de kenmerken van het landschap wat betreft de aanwezigheid van prooisoorten en predatoren. Roofvogels die in Europa prederen op patrijs zijn volgens Bro (2016) de blauwe kiekendief, de bruine kiekendief, de sperwer, de havik en mogelijk ook de buizerd en de oehoe. Tillmann (2009) vermeldt in zijn overzicht dat uitzonderlijk ook de rode wouw, de slechtvalk, de grauwe kiekendief en de bosuil een patrijs prederen. Wat betreft de zoogdieren zijn dit volgens Bro (2016) de vos, de steenmarter in landelijke omgeving en de boommarter in meer bosrijke omgeving. Ook de huiskat doodt patrijzen.

Omdat het achterhalen van de predator tot op soortniveau op basis van het kadaver van een patrijs en/of op basis van sporen in het veld vaak niet mogelijk is, wordt er in de literatuur een onderscheid gemaakt tussen predatie door roofvogels en predatie door zoogdieren (vb. Bro *et al.*, 2001; Reitz *et*

*al.*, 1993; Watson *et al.*, 2007a). Zoals hoger vermeld is het aandeel van de predatie door beide groepen afhankelijk van de periode van het jaar. Gedurende de winterperiode zou predatie door roofvogels groter zijn dan predatie door zoogdieren, terwijl dit gedurende het broedseizoen andersom zou zijn (Tillmann, 2009). Zo vermeldden Watson *et al.* (2007b) dat in Engeland gedurende de periode september-april 58% van de predatie te wijten was aan roofvogels en 42% aan vossen. Gelijkaardig vond Döring & Helfrich (1986 in Tillmann, 2009) dat 58% van de predatie tussen oktober en april te wijten is aan roofvogels en 33% aan zoogdieren. Op basis van een grootschalig zenderonderzoek in Frankrijk vonden Bro *et al.* (2001) dat predatie gedurende de periode midden maart tot midden september voor 64% te wijten was aan zoogdieren en 29% aan roofvogels. De vos en de blauwe kiekendief zouden hierbij de voornaamste predatoren zijn (Bro, 2016; Bro *et al.*, 2001). Ze merken wel op dat deze verhouding varieert over hun 10 studiegebieden en dat predatie door roofvogels in het zomerhalfjaar vooral voorkwam in april-juni.

#### 4.1.4.4 Predatie van nesten

Als grondbroeder zijn de nesten eveneens kwetsbaar voor verschillende predatoren. In Europa komen volgens Bro (2016) volgende soorten in aanmerking: de vos, verschillende marterachtigen (hermelijn, wezel, steenmarter, boommarter, bunzing en das), de bruine rat, de egel, en de kraaiachtigen (raaf, zwarte kraai, roek, ekster en gaai). Andere soorten zoals de grauwe kiekendief en het everzwijn zouden potentieel eveneens in aanmerking komen voor het eten van eieren, maar het belang van hun predatie moet nog bevestigd worden volgens Bro (2016). Ook de huiskat en loslopende honden kunnen nesten verstoren en eieren vernielen.

Bro (2016) geeft een overzicht van studies die het percentage uitgekomen nesten onderzochten. Dit varieert zeer sterk tussen de plaatsen en de perioden van de onderzoeken met waarden tussen 12% en 92%. De belangrijkste oorzaken van het mislukken van nesten zijn predatie en landbouwpraktijken (vb. oogsten, maaien, onderhoud kleine landschapselementen), waarbij hun respectievelijk aandeel sterk kan verschillen.

#### 4.1.4.5 Predatie van kuikens

De kuikenmortaliteit tot 6 weken oud bij patrijs ligt zeer hoog en kan tevens zeer sterk variëren tussen 10% en 70% (Bro, 2016). Deze overleving varieert daarnaast enorm tussen de verschillende nesten, waarbij bijvoorbeeld in Frankrijk 15% tot 35% van de nesten alle kuikens verliezen voordat ze 6 weken oud zijn, terwijl bij 0% tot 20% van de nesten alle kuikens overleven. Het relatieve belang van de verschillende oorzaken van deze kuikenmortaliteit is niet goed gekend, maar predatie zou een belangrijke doodsoorzaak zijn van de kuikens. Verschillende predatoren eten kuikens, waaronder vos, steenmarter, hermelijn, kraaiachtigen en roofvogels. Volgens Bro (2016) zijn voornamelijk vossen verantwoordelijk voor de sterfte van de kuikens door predatie. Wat betreft kraaiachtigen zou vooral zwarte kraai de eieren en kuikens prederen.

#### 4.1.4.6 Dichtheidsafhankelijke predatie

Een aantal demografische parameters van patrijs zouden dichtheidsafhankelijk zijn, waarbij het niveau van de parameters verschilt tussen lage en hoge populatiedichtheden. Relevant in het kader

van predatie zijn hierbij nestverliezen en winteroverleving, waarbij de mate van verliezen door predatie gerelateerd zijn aan densiteit (Aebischer, 1991; Potts, 1986; Tapper *et al.*, 1996). De wintersterfte van de hen zou hierbij toenemen met toenemende densiteit van hennen bij de start van de winterperiode. Ook de mate van nestverliezen zou toenemen met toenemende densiteit van nesten in het voorjaar. Potts (1986) stelt dat door het inzetten van predatorbeheersing dit effect van dichtheidsafhankelijkheid gereduceerd kan worden.

Bro *et al.* (2003) haalt echter aan dat er zich bij een aantal van de analyses die werden uitgevoerd om dichtheidsafhankelijkheid bij patrijs te onderzoeken (inclusief bovenstaande parameters en onderzoeken) zowel statistische als ecologische bedenkingen gesteld kunnen worden. De twee statistische bedenkingen hebben betrekking op enerzijds de gedeeltelijke afhankelijkheid van de schatting van de responsvariabele en de verklarende variabele, en anderzijds het niet in rekening brengen van temporele autocorrelatie. Vanuit ecologisch perspectief halen de auteurs aan dat de meeste analyses uitgevoerd werden op basis van een beperkt aantal studiegebieden. Omdat densititeitsafhankelijkheid mogelijks beïnvloed wordt door omgevingsomstandigheden raden de auteurs aan om meerdere herhalingen (m.a.w. studiegebieden) te hanteren om de relatie te onderzoeken. Dit aspect is zeker een aandachtspunt gegeven dat de densiteit-relatie kan variëren tussen studiegebieden, over de tijd, of beïnvloed zou kunnen worden door predatorbeheersing (Bro *et al.*, 2003).

Naast de vragen die gesteld kunnen worden bij de correctheid van de analyses, stelt zich tenslotte ook de vraag dat gegeven de lage populatiedensiteiten van patrijs in Vlaanderen in welke mate deze negatieve effecten van dichtheidsafhankelijkheid van de demografische parameters zich voordoen in Vlaanderen.

#### 4.1.4.7 Impact predatie op populatiegroei

Uit bovenstaande kan geconcludeerd worden dat predatie een belangrijke rol speelt in de populatiedynamiek van patrijs. Hierbij stelt zich de vraag in welke mate dit een impact heeft op de populatiegroei. Patrijzen kunnen immers snel reageren op een verlaging van hun populatiegrootte omwille van predatie of andere oorzaken, gegeven dat de omgevingsomstandigheden in orde zijn (Aebischer, 1991). Om te concluderen of predatie een limiterend effect heeft op patrijs stelt Roos *et al.* (2018) dat predatie hiervoor moet resulteren in een verlaging van het aantal broedende individuen tot een niveau dat lager ligt dan wat zou voorkomen in de afwezigheid van deze predatie. Aan de hand van dit criterium concluderen de auteurs op basis van een literatuurstudie dat er voor de groep van jachtwildsoorten (bestaande uit patrijs, rode patrijs, fazant en ruigpoothoenders) voldoende wetenschappelijk bewijs is om te stellen dat deze soorten in het Verenigd Koninkrijk gelimiteerd worden door predatie in verschillende situaties.

De review van Roos *et al.* (2018) stelt ook vast dat predatie die voorkomt over alle levensstadia van de prooisoort vaker een limiterend effect heeft op de prooipopulatie dan predatie die zich beperkt tot specifieke levensstadia. Hoewel predatie bij patrijs zich voordoet in alle levensstadia, verschilt de

impact hiervan op de populatiegroei. Aan de hand van populatiemodellen stelden Bro *et al.* (2000b) vast dat de drie populatiedynamische parameters met de meeste impact op de populatiegroei de overleving tijdens het jachtseizoen, de winteroverleving en de overleving van de broedende hen tijdens het eerste legsel (inclusief het leggen van de eieren) waren. Dit betreft dus de overleving vanaf het begin van het jachtseizoen tot het einde van het broeden van het eerste legsel. Hoewel deze drie parameters een gelijkaardige sturende impact hebben op de populatiegroei, merken de auteurs op dat de overleving van de hen tijdens het broeden van het eerste legsel als enigste factor verschillen in de populatiegroei tussen de verschillende studiegebieden kon verklaren. Dit is ook de periode met de laagste overleving van de hen, waarvoor predatie door verschillende predatoren de belangrijkste oorzaak van sterfte is (Bro, 2016; Scheppers *et al.*, in voorbereiding). Een predatiebeheer dat gericht is op het verminderen van predatie gedurende deze periode (leggen en broeden van het eerste legsel) lijkt op basis hiervan dan ook de meeste kans op succes te hebben.

Naast de drie hoger vermelde parameters met de meeste impact op de populatiegroei, bestaat een volgende groep van parameters met een middelmatige impact op de populatiegroei uit parameters die betrekking hebben op het eerste legsel, namelijk het aantal gelukte eerste legsels, het aantal uitgekomen kuikens per eerste legsel en de overleving van de kuikens van deze legsels.

Uit het populatiemodel blijkt daarnaast ook dat voor het herstel van de patrijzenpopulaties het noodzakelijk is om simultaan meerdere demografische parameters te verbeteren, bijvoorbeeld door het verhogen van de overleving gedurende de winter en het broeden, en het verbeteren van het reproductiesucces door een vermindering van het verlies van nesten en de kuikensterfte. Naast habitatbeheer (voor winterdekking, nestgelegenheid en kuikenhabitat) stellen Bro *et al.* (2001) dat ook ingezet kan worden op seizoensgebonden controle van bepaalde predatoren die verantwoordelijk zijn voor de sterfte. Een belangrijke voorwaarde in deze context is ons inziens dan wel dat predatiebeheer (of nauwer de predatorbeheersing zoals voorgesteld door Bro *et al.* (2001)) resulteert in een verhoging van de overleving gedurende de winter en het broeden van het eerste legsel, of de kuikenoverleving, die zich vervolgens kan doorvertalen naar een verhoging van de populatiegroei. Aangezien meerdere soorten verantwoordelijk zijn voor predatie bij patrijs, heeft predatiebeheer meer kans op succes wanneer meerdere predatoren simultaan beheerd worden (zie Roos *et al.*, 2018).

## 4.2 Grauwe gors

### 4.2.1 Beschrijving

De grauwe gors is een karakteristieke soort voor het open landbouwlandschap. De soort komt voor in open, uitgestrekte, eerder vlakke agrarische landschappen, waar wat nattere hooi- en graasweiden afwisselen met drogere vegetaties zoals graangewassen, voedergewassen en kruidenrijke structuurelementen zoals bermen, graften, holle wegen, perceelsranden, sloten en poelen. Zo'n gevarieerde gebieden komen nog amper nog voor in Vlaanderen (Verdonckt *et al.*, 2018). De grauwe gors zoekt voedsel vooral op de grond of laag er boven, in gewassen met laaghangende (< 20 cm) zaden of gebroken graanstengels. Graanteelt is een belangrijk aspect, maar de soort gedijt ook in akkergebied met knolgewassen (bieten, aardappelen, wortels, rapen, …) (Rutten, 2004b). Akkerranden en bermen langs onverharde wegen vormen geschikte foerageerplaatsen (Rutten, 2004b; Von Blotzheim & Bauer, 1997).

### 4.2.2 Stand en trend

De grauwe gors is in grote delen van West-Europa sterk achteruit gegaan. In Nederland nam de broedpopulatie af met 87% tussen 1975 en 1990 (Hustings *et al.*, 1990). In 2005 werden slechts 20 broedparen geteld en de soort is er na 2015 uitgestorven als broedvogel (Sovon, 2021).

De grauwe gors staat als ernstig bedreigd op de Rode Lijst van Vlaanderen (Devos *et al.*, 2016). In 2000-2002 werd de populatie in Vlaanderen nog op 850 tot 1.100 broedparen geschat (Vermeersch *et al*., 2020), daarop volgde een verdere terugval van 95% op korte termijn (2007-2018) (Vermeersch *et al*., 2020).

Een dieptepunt van 40 broedparen werd bereikt in 2018 (Verdonckt *et al*., 2018). Vanaf 2019 wordt voorzichtig gesproken van een stabilisatie rondom 60 broedparen, al blijft het precair (Jansen *et al.*, 2022), en is de verspreiding bijna uitsluitend beperkt tot de leemstreek ten oosten van Leuven. Er werden in 2022 opnieuw enkele broedgevallen opgetekend in de Westhoek (West-Vlaanderen), na bijna vijftien jaar afwezigheid als broedvogel (Jansen *et al.,* 2022). Mede dankzij intensieve monitoring, nestbescherming en bijvoederacties door Werkgroep Grauwe Gors, werden in 2024 70 territoria geteld, allen in de Leemstreek. Deze territoria zijn niet noodzakelijk allemaal broedparen, ter monitoring worden zingende mannetjes geteld.

### 4.2.3 Voorkomen in Vlaanderen

De grauwe gors kwam begin vorige eeuw verspreid over heel Vlaanderen voor, maar is nu als broedvogel helemaal teruggedrongen tot een gefragmenteerd verspreidingsgebied in de Oostelijke leemstreek. De grauwe gors komt als broedvogel slechts voor in een dunne band langs de taalgrens, vanaf Hoegaarden naar het oosten tot aan de grensmaas, uitsluitend in de Leemstreek van oostelijk

Vlaams-Brabant tot Zuid-Limburg. De soort is bijna volledig verdwenen uit de rest van het gewest. Recent doken in West-Vlaanderen enkele broedverdachte territoria op, eentje in de polders rond Ramskapelle, enkele in de IJzervallei, en enkele ten zuiden van het Heuvelland.

### 4.2.4. Predatie

Zoals bij veel grondbroedende vogels, speelt predatie een belangrijke rol in de levenscyclus van de grauwe gors, vooral tijdens het broedseizoen wanneer eieren en jongen het meest kwetsbaar zijn. Crick *et al.* (1994) vergeleken nestverliezen van gorzen in het Verenigd Koninkrijk tussen een periode voor 1970 en er na. Ze vonden dat een derde van de gefaalde nesten van grauwe gors toe te schrijven was aan predatie na 1970, terwijl nestpredatie in de periode voor 1970 een groter aandeel had. De nestverliezen van grauwe gors die toe te schrijven waren aan landbouwbewerkingen was in diezelfde periode gestegen van 10% naar 43% na 1970. Hartley & Shepherd (1994) becijferen een nestsucces van 55,9% bij 221 nesten op het eiland Unst in Shetland, met predatie als de grootste factor voor nestfalen (23.4%). Brickle & Harper (2000) vonden ook dat, alhoewel predatie instond voor het merendeel van de nestverliezen in hun grauwe gors studiepopulatie, er een duidelijk seizoenale afname was van nestsucces, grotendeels toe te schrijven aan de hogere verliezen door landbouwactiviteiten zoals maaien, oogsten of bewerken.

In de literatuur worden heel wat verschillende soorten predatoren vermeld, die variëren afhankelijk van het geografische gebied en de aanwezige habitat. De belangrijkste predatoren van eieren en kuikens van grauwe gors zijn vossen, ratten en kraaien. Vossen vormen een significante bedreiging voor eieren en jonge vogels, bij ons vooral in de maanden juni en juli. Andere predatoren die vermeld worden zijn kleine marterachtigen zoals wezel en hermelijn, Amerikaanse nerts (adult op nest), das (eieren en jongen op nest), bruine rat (adult op nest), knaagdieren (eieren en jongen) stormmeeuw (jongenfase), raaf, ekster, torenvalk (Barrios-García & Ballari, 2012; Chamberlain & Aebischer, 2000; Evans & Chamberlain, 1999; MacDonald & Reynolds, 2005; Newton, 1998). Grauwe gorzen, zowel volwassen exemplaren als vliegvlugge jongen, worden bejaagd door verschillende soorten roofvogels. Kiekendieven, op plaatsen waar hun broed- en overwinteringsgebied sterk overlapt. Blauwe kiekendief is een predator van adulten, vooral in de winter en in mindere mate in het broedseizoen bij ons, gezien het een heel schaarse broedvogel en overzomeraar is. Waar grauwe kiekendieven broeden kan er ook predatiedruk zijn van die soort op grauwe gorzen. Steppekiekendief heeft bij ons als dwaalgast een heel beperkte invloed, maar dat zou mogelijks kunnen veranderen en toenemen, gezien de soort frequenter wordt opgemerkt en zich misschien als broedvogel gaat vestigen. Verder zijn havik, sperwer en smelleken gekend als roofvogelsoorten die al eens op adulte grauwe gorzen jagen. Smelleken enkel in de wintermaanden, gezien deze kleine valkachtige naar noordelijke broedgebieden wegtrekt en tijdens het broedseizoen bij ons niet voorkomt.

## 4.3 Veldleeuwerik

### 4.3.1 Beschrijving

De veldleeuwerik is één van de meest bekende en iconische akkervogels. De soort leeft in open landbouwgebied maar ook op schorre en in heideterreinen. In een onderzoeksgebied van 5.000 ha in Heuvelland (West-Vlaanderen) bleek bijvoorbeeld dat het merendeel van de territoria op minstens 100 meter van opgaande structuren zoals bomen en gebouwen en drukke wegen bleef, en op minstens 250 meter van bos (Dochy, 2007). De veldleeuwerik leeft in de zomer van op de bodem en lage planten levende ongewervelden en zaden. ‘s Winters is het dieet vooral plantaardig met zaden en kleine jonge bladeren, zoals van kiemplanten. Ze zoeken voedsel op open bodem die ze vanuit de lucht gemakkelijk kunnen bereiken, en gedijen daarom niet in dichte vegetatie, zoals sterk bemeste graslanden, volgroeid graan of hoge ruigtes.

Er zijn twee broedsels per jaar, in gunstige jaren soms drie. Het eenvoudige nest is een kuiltje in de grond, afgewerkt met wat grassprietjes. Het wordt gemaakt in laag tot halfhoog ijl gewas van 20-80 cm hoog. Voor het eerste broedsel vanaf half april zijn nog vele gewassen en met onkruiden begroeide stoppelvelden bruikbaar. Voor een tweede broedsel, gemiddeld vanaf half juni, en de latere broedsels is bv. graan niet meer geschikt omdat het dan bovenaan te dicht gegroeid is. In Vlaanderen wordt maar zelden in maïs gebroed. Raaigrasakkers zijn zeer geschikt om te nestelen omdat het gras op rijtjes wordt gezaaid, en het gewas dus onderaan open is. Raaigrasakkers vormen echter een ecologische val omdat de maaifrequentie van eens om de 4-5 weken te hoog is. Hierdoor is de kans groot dat nesten en kuikens worden uitgemaaid. Er is minstens 7 weken tijd nodig om een volledige broedcyclus te kunnen volbrengen van nestbouw tot uitvliegen (Godijn *et al.*, 2024).

Het broeden duurt twee weken, na 8 dagen kruipen de jongen al rond en ze zijn na 16 dagen vliegvlug. Jongen van de eerste broedsels hebben betere overlevingskansen dan die van latere broedsels (Kuiper *et al.*, 2015). De adulten zoeken voedsel in een straal van 100 meter rond het nest (tot 250 meter). De meeste broedactiviteit gebeurt weg van de perceelsranden. Als er geschikte akkerranden zijn, komen ze daar wel foerageren en soms broeden als er geen geschikt gewas is (Evens *et al.*, 2022; Kuiper *et al.*, 2015).

Veldleeuweriken overwinteren in groepen van enkele tientallen tot soms honderden exemplaren op open stoppelvelden met veel kale bodem waar zaden te vinden zijn. Wintervoedselgewassen worden meestal pas op het einde van de winter benut, als de vegetatie helemaal open gevallen is (niet gepubliceerde waarnemingen uit 20 jaar observaties in de Westhoek, med. O. Dochy).

### 4.3.2 Stand en trend

In 1972 schatten Lippens & Wille (1972) de Vlaamse broedpopulatie op 185.000 koppels. De recentste onderbouwde schatting dateert van 2018 en bedraagt 6.500 à 10.000 koppels (Vermeersch *et al.*, 2020). Dit is een langetermijnafname van ruim 95%.

Uit de cijfers van de algemene broedvogelmonitoring (Onkelinx *et al.*, 2024) blijkt dat er tussen 2007 en 2023 een verdere sterke afname merkbaar was van nog eens -29% (betrouwbaarheidsinterval -26% à -25%), wat neerkomt op een afname van ongeveer -2,1% per jaar (betrouwbaarheidsinterval -1,6% à -2,7%).

Eenzelfde sterk afnemende trend is merkbaar in heel Europa met een verlies van -60% sinds 1980 (PECBMS, s.d. b). De sterkste daling dateert al uit de jaren 1980 en is dus niet te zien in de grafiek van het ABV-project hierboven. Sindsdien verliep de Europese afname quasi lineair met -2% per jaar. Landbouwintensivering en versnippering van open gebieden wordt als hoofdoorzaak van de achteruitgang aanzien.

Momenteel zijn dichtheden boven de 2 à 3 territoria per km² al zeldzaam in landbouwgebied in westelijk Vlaanderen. In natuurgebieden of grote braakliggende terreinen in open industriezones op schrale bodem kan de dichtheid lokaal veel hoger zijn, tot tientallen per km² (Dochy, 2007, 2010; pers. med. G. Spanoghe, R. Erens). Dit geldt ook voor ijle graslanden van het type glanshaverhooiland of voor gevarieerd en niet te intensief gemaaid poldergrasland met veel microreliëf zoals de Uitkerkse polders. De dichtheden in geschikte graslandgebieden liggen daarmee veel hoger dan in de Vlaamse akkergebieden (Dochy, 2018a).

### 4.3.3 Voorkomen in Vlaanderen

De grootste populaties zijn te vinden in de vrij grootschalige akkergebieden in de leemstreek ten oosten van Leuven (droog Haspengouw) en in de grote militaire (heide)domeinen in Limburg. De polderpopulatie heeft wat lagere dichtheden maar door haar grote oppervlakte broedt ook hier een aanzienlijk deel van de Vlaamse populatie. ‘s Winters ligt het zwaartepunt van de verspreiding westelijker. Vermoedelijk spelen een breder voedselaanbod en zachtere weersomstandigheden hierin een rol.

### 4.3.4. Predatie

Predatie van uitgevlogen jongen en adulten gebeurt door roofvogels, zoals valken en kiekendieven, en ook wel eens sperwer.

In een Nederlandse studie (Kuiper *et al.*, 2015) werden 34 van 81 mislukte nesten gepredeerd (42%), een even groot aantal als door uitmaaien. In 10 gevallen kon de predator(groep) achterhaald

worden. Dit was 3 maal een zoogdier en 7 maal een vogel. Predatie trad significant vaker op in graan dan in grasland of luzerne. In een andere studie uit Zeeland werden in totaal 55 nesten gevolgd, gespreid over twee jaar. Hiervan mislukten er 19 (of 35%) door diverse oorzaken. Van de verloren legsels bleek gemiddeld 63% gepredeerd (21% in eifase, 42% in jongenfase) en 32% uitgemaaid. De onderzoekers vonden deze predatiegraad niet opvallend hoog, rekening houdende met het feit dat er talloze predatoren in het agrarische systeem voorkomen (Godijn *et al.*, 2022).

In een Tsjechische studie in een gebied met veel grotere akkerpercelen dan in Vlaanderen of Nederland, werd predatie vastgesteld op 22 nesten van de 42 onderzochte nesten waarvan er in totaal 29 mislukte. Dit door klassiek te verwachten predatoren zoals bruine kiekendief (11), bonte kraai (4), steenmarter (3), grauwe kiekendief (2), vos (2), egel (2) en kauw (1) (Praus & Weidinger, 2010). Vogels waren hier globaal de belangrijkste groep predatoren, terwijl dit in een Brits onderzoek zoogdieren waren (Morris & Gilroy, 2008). Praus & Weidinger (2015) toonden aan dat nesten in maïs het meest gepredeerd werden door vogels tijdens de eerste broedronde, met nog een laag gewas. Latere broedsels startten in al wat hogere maïs (30-60 cm, doorgroeiend bij uitvliegen tot 210 cm hoog) en de predatie door zoogdieren bleek belangrijker. Broedsels in maïs zijn eerder uitzonderlijk in Vlaanderen (zie hoger). Effecten van perceelsranden waren nauwelijks te merken in het Tsjechisch onderzoek (Praus & Weidinger, 2010), maar de Britten vonden wel een hogere predatie nabij grasbufferstroken (Morris & Gilroy, 2008). In een heidegebied in Nederland waren vos, zwarte kraai en adder gemelde predatoren van eieren of kuikens (Praus *et al.*, 2014). In een Spaans steppereservaat bleken vossen en honden de belangrijkste oorzaak van een zeer hoge predatiegraad van de legsels van meerdere soorten op de grond broedende leeuweriken te zijn (70-96% van de nestverliezen), waaronder de veldleeuwerik (Suárez *et al.*, 1993). Het determineren van de nestpredator in voornoemde studies gebeurde met wildcamera's of aan de hand van sporenonderzoek.

Het is ook hier duidelijk dat de predatiedruk en de belangrijkste predatoren lokaal sterk kunnen variëren en onvoorspelbaar zijn. Er lijkt lokaal ook impact van het landschap te zijn, zoals perceelsrandstroken, maar op basis van de verschenen studies is dit moeilijk of niet te veralgemenen.

Donald *et al.* (2002) vonden in een Engels onderzoek een significant positief effect van predatorbeheersing (kraaien, vossen, marterachtigen) op het lokale broedsucces van veldleeuwerik. De auteurs verwachten echter niet dat predatorbeheersing de verliezen door landbouwintensivering kan goedmaken. Elders in Engeland was er geen duidelijke relatie tussen intensieve predatorbeheersing en leeuwerikdichtheden.

Naast predatie en andere vormen van natuurlijke sterfte door ondervoeding of weersomstandigheden, treden lokaal belangrijke nestverliezen op door landbouwwerkzaamheden zoals ploegen of maaien. In voornoemde studies liep dit soms op tot de helft van de mislukte nesten. In frequent gemaaide raaigrasakkers kan dat zo goed als 100% bedragen als de maaibeurten minder dan 6 weken uit elkaar liggen (Godijn *et al.*, 2022). In grote graanpercelen zonder alternatieve nestlocaties maken de vogels gebruik van de sporen van de spuitmachine om in het gewas te landen

en in die sporen of er vlak naast te nestelen. Daar zijn de nesten kwetsbaar om bij de volgende spuitbeurt platgereden te worden, maar tevens worden die sporen ook gebruikt door grondpredatoren (Donald *et al.*, 2002).

## 4.4 Kievit

### 4.4.1 Beschrijving

De kievit is een zwart-witte steltloper met een kenmerkende kuif. Het bekendst is de opvallende baltsroep en -vlucht die vanaf februari tot in mei zowel ‘s nachts als overdag wordt uitgevoerd boven het broedterritorium. Dit gebeurt al vanaf begin februari hoewel de vroegste legsels pas voor de tweede decade van maart zijn. Het is een soort van uitgesproken open, zelfs bijna vegetatieloze landschappen: natte, dikwijls ‘s winters ondergelopen graslanden, modderachtige overstromingsvlaktes, uitgestrekte duinpannen of vochtige heideterreinen. De laatste decennia komt een behoorlijk deel van de populatie ook tot broeden op akkerland (onbewerkte of pas ingezaaide akkers of nog niet bewerkte maisstoppels van het jaar voordien). Wellicht is er een lagere predatiedruk op deze monotone percelen, geregeld in heel open landschap. Daarnaast komen ook wel wat aantallen broedparen voor op zandige industrieterreinen en eilanden met korte vegetatie in plassen. Volwassen kieviten eten allerlei soorten ongewervelden die op de bodem of ondiep in de bodem (graswortelzone) voorkomen. Regenwormen maken daar uiteraard een groot deel van uit maar ook kevers, spinnetjes, slakken, insecten en larven van insecten (bv. emelten). De donsjongen (april-mei), die nestvlieders zijn, zijn de eerste drie weken voornamelijk insectivoor. Na het uitvliegen van de jongen vallen vanaf eind mei grote groepen op, tot enkele honderden exemplaren, in de grotere weidevogelgebieden of plassen met aanzienlijke oppervlakte aan slik. In het najaar kunnen deze groepen in de rijkste gebieden in westelijk Vlaanderen uitgroeien tot duizenden exemplaren (Linkerscheldeoevergebied, kustpolders en IJzervallei). Deze groepen bestaan grotendeels uit meer noordelijke broedvogels die bij ons overwinteren.

### 4.4.2 Stand en trend

Net als veel andere weidevogels wisten kieviten zich vanaf het begin van de vorige eeuw in grote delen van West-Europa aan de veranderende landschappelijke context aan te passen, en ruilden ze hun natuurlijke habitat zoals steppes in voor, recent ontstane, vochtige weilanden, hooilanden en later ook akkers (Beintema *et al.*, 1995; Cramp & Simons, 1983; Herremans *et al.*, 2017). Deze omschakeling ging aanvankelijk gepaard met een sterke populatietoename en dito uitbreiding van het Europese verspreidingsareaal, zo ook in Vlaanderen. Intensivering van het landbouwgebied resulteerde sinds de jaren ’90 van de vorige eeuw echter in een grootschalige afname in aantallen (Petersen, 2006). BirdLife International (2017) vermeldt een afname van de Europese populatie met 30-49% over een periode van 27 jaar en de kievit is daarom opgenomen op de Europese Rode Lijst als zijnde ‘bijna in gevaar’. Ook in de lage landen nemen de aantallen fors af. In Nederland maakt men gewag van een landelijke afname van bijna 5% per jaar in de periode 2005-2014 (Sovon, 2016)

en een halvering van de aantallen sinds halverwege de jaren 1980 (Roodbergen *et al.*, 2018). In Vlaanderen is er sprake van een sterke terugval sinds de eeuwwisseling (Herremans *et al.*, 2017), met een afname in aantallen van om en bij de 70% in de periode 2007-2023 (Onkelinx *et al.*, 2024). De soort werd zo al in 2016 opgenomen op de Vlaamse Rode Lijst in de categorie 'bedreigd' (Devos *et al.*, 2016). Hoewel de aantallen in de voorgaande atlasperiodes nog vrij gelijkend 'hoog' waren (13.000-15.000 broedparen 1973-1977 en 14.000-20.000 broedparen 2000-2002 en rond 15.000-20.000 rond 2008) moeten we nu dus spreken van veel lagere aantallen. Een nieuwe populatieschatting is voor later in 2025, op basis van het verrichte atlaswerk 2021-2024, maar zal dus zeker een stuk onder de 10.000 broedparen uitkomen, wellicht niet veel meer dan 5.000.

### 4.4.3 Voorkomen in Vlaanderen

De kievit is de meest verspreide weidevogel in Vlaanderen, van de kustpolders in het westen tot in de grotere heidegebieden en de Maasvallei in het oosten. Hij komt tot broeden in vrijwel alle Vlaamse valleigebieden maar eveneens op akkerland buiten die valleien.

De huidige kerngebieden in Vlaanderen zijn de IJzervallei en de Uitkerkse polder in West-Vlaanderen met elk een paar honderd broedparen, al kan je in polders van deze provincie ook in het tussenliggende gebied heel wat plaatsen aanduiden met ook tientallen broedparen. Verder in oostelijke richting heb je voornamelijk in Oost-Vlaanderen in de regio rond Gent, de Moervaartvallei tussen Wachtebeke en Moerbeke en vooral in de Waaslandhaven nog enkele kernen van vele tientallen tot meer dan 100 broedparen. In de provincie Antwerpen komen clusters voor in een tiental gebieden in de Noorderkempen waar het Turnhouts Vennengebied afgetekend het belangrijkste is. In Limburg is dit het landbouwgebied tussen Peer, Houthalen-Helchteren en Oudsbergen. Elders vind je nauwelijks nog clusters van meer dan 10 broedparen. Iets waarvan in de provincie Vlaamse Brabant al helemaal geen sprake meer is.

### 4.4.4 Predatie

De recente sterke afname van het Vlaamse en Europese broedbestand is te wijten aan een combinatie van factoren die elkaar bovendien kunnen versterken. Verlies aan habitat (verstedelijking maar bv. ook verbossing en verruiging) en heel wat praktijken die gepaard gaan met intensievere landbouw (drainage, meer bewerkingen tijdens het broedseizoen, productievere graslanden die te snel groeien in de lente en een te dichte grasmat hebben om te foerageren, etc. ) spelen allemaal een rol. De klimaatverstoring kan verhoogde sterfte opleveren bij langdurige voorjaarsdroogte (voedseltekort, oververhitting), plens(hagel)buien (onderkoeling of directe sterfte van kuikens) of voorjaarsoverstromingen (verloren gaan van nesten of verdrinken van kuikens).

Predatie heeft een variabele, maar soms hoge impact. De grootste impact komt van grondpredatoren zoals vos en marterachtigen (Mason *et al.*, 2018). In gebieden waar veel nesten van weidevogels te vinden zijn, slagen zij er in om daar een significant deel van te vinden. Dit leidt snel tot een nestsucces dat onder de benodigde 60% daalt om een populatie op peil te houden (Beintema *et al.*,

1995). Het grootste effect komt echter snel hierna: in gebieden waar deze zoogdieren al te vaak opereren lopen de aantallen broedvogels snel terug, niet zelden worden ze zelfs volledig verlaten door weidevogels. We spreken van predatiemijding (Oosterveld, 2022, cfr. 2.6). Dit gebeurde zo in heel wat zichtbaar goede weidevogelgebieden in centraal Vlaanderen (ANB, 2020). Afnames over het volledige areaal (grotendeels door intensivering van de landbouw door o.a. ruilverkaveling) resulteerden in toenames in de minder intensief beheerde graslanden, dikwijls weidevogelreservaten, met een decimering van de aantallen enkele jaren later. Van aan de Maas tot aan de kustpolders is er geen gebied dat deze evolutie niet meegemaakt heeft. In dit kader is ook de groeiende populatie op onbewerkte akkers te verklaren waar de impact van grondpredatoren vrijwel nihil is: als verliezen door landbouwwerkzaamheden worden uitgesloten ligt het nestsucces hier vrijwel altijd rond de 90% (ANB, 2020). Hetzelfde zien we recent in de elektrisch omheinde weidevogelgebieden zoals op de Linkerscheldeoever wat ertoe leidde dat deze na een significante daling van de populatie, weer de aantallen halen van een vijftiental jaar terug, toen daar nauwelijks predatie was van nesten wegens afwezigheid van vossen (Malpas *et al.*, 2013). Ook predatie door vogels komt voor maar is veel beperkter. In voldoende grote, open weidevogelgebieden laten de dichtheden het toe om snel, met tientallen tegelijk, een mogelijke predator te belagen, waardoor het doorgaans wel lukt om deze weg te jagen vooraleer die de kans krijgt eieren te roven. In de uitzonderlijke gevallen dat bijvoorbeeld een zwarte kraai optrad als belangrijke predator van legsels, bleek deze voornamelijk tijdens verstoring (door landbouwer, beheerder, wandelaar, …) meer kans te krijgen om nesten te roven (persoonlijke ervaring INBO). Dat is dus op het moment dat de broedende vogels al van de nesten zijn, wat neerkomt op een verband tussen verstoring en predatie zoals hier en daar beschreven in de literatuur (Bolduc & Guillemette, 2003). In heel wat studies bleek telkens weer de ondergeschikte rol van zwarte kraai als nestpredator tegenover grote zoogdieren. Zelden neemt de zwarte kraai meer dan 10% van de legsels voor zijn rekening, hoewel blijkbaar wel meer in een studie uit het Verenigd Koninkrijk (Jonge Poerink *et al.*, 2021; Oosterveld *et al.*, 2017; Roos *et al.*, 2018). Op locaties met nog maar weinig broedende kieviten is het wegjagen van een predator een veel lastiger klus voor die paar oudervogels, die er veel foerageertijd en energie mee kunnen verliezen.

Wanneer we het over predatie op (dons)jongen hebben, die er toch een goede maand over doen om vliegvlug te worden, komen naast vos ook vogels in beeld. Kraaiachtigen en roofvogels zijn hierbij de belangrijkste, maar er is ook predatie door blauwe reiger en meeuwen In een uitgebreide Nederlandse studie waren buizerd, blauwe reiger en zwarte kraai de belangrijkste kuikenpredatoren (Teunissen *et al.*, 2008). Lokaal kan de zwarte kraai de belangrijkste zijn (bv. Baines, 1990). De predatiedruk door kraaiachtigen en roofvogels, zoals buizerd, heeft dikwijls ook een sterke link met het landschap. Voor weidevogelgebieden wordt steevast voorgeschreven om geen houtige elementen in het gebied en de periferie ervan toe te laten. Naast potentiële nestplaatsen bieden deze ook uitkijkposten van waaruit deze vogels opereren. Hierdoor worden heel wat potentiële predatoren al op een afstand gehouden van weidevogels met hun donsjongen.

## 4.5 Grutto

### 4.5.1 Beschrijving

De grutto is een statige weidevogel met lange grijze poten en een lange, rechte snavel. In broedkleed valt vooral een doorgaans rosse grondkleur op met wat donkerdere tekening (vlekken en banden) op borst en flanken. In vlucht valt een brede witte vleugelstreep en een witzwarte staarttekening op. Iets wat soms ook te zien is bij paraderende mannetjes op de grond wanneer ze met open vleugels de aandacht trekken van zowel vrouwtjes als rivaliserende mannetjes. Grutto's zijn veel meer gebonden aan graslanden dan kieviten. Oorspronkelijk vonden ze in Vlaanderen leefgebied in schrale graslanden op de heideterreinen maar vanaf het midden van de 20ste eeuw ontdekten ze ook de voor landbouwgebruik gecreëerde graslanden in of rond voormalige heideterreinen en vandaar de polder- en valleigraslanden in westelijk Vlaanderen. Hier kwamen pas belangrijke aantallen voor vanaf de jaren 1980 (Vermeersch *et al.*, 2004).

### 4.5.2 Stand en trend

De eerste gekende meldingen van broedende Grutto's in Vlaanderen dateren van het begin van de 20ste eeuw. Volgens Van Havre (1928) broedde de soort in moeras- en heidegebieden in het noorden van de provincies Antwerpen en Limburg. Kleinere aantallen kwamen voor te Moerbeke-Waas en onregelmatig ook in de Kustpolders. In Verheyen (1957) vinden we een eerste populatieschatting voor Vlaanderen terug: 150 broedparen in 1956. In Voet (1970) wordt het Vlaamse broedbestand in 1968 geraamd op 225-235 paar. Ook Lippens & Wille (1972) komen tot een gelijkaardig cijfer.

Een gebiedsdekkende inventarisatie in 1981 leverde 690-700 paar op. Rekening houdend met enkele hiaten werd de Vlaamse populatie toen geschat op 750-780 paar. De groei van de Grutto-populatie zette zich verder door in de jaren 1980. In 1990 ging het naar schatting om 865-910 paar (Devos *et al.*, 1991). De Vlaamse broedpopulatie bereikte haar maximum omstreeks de eeuwwisseling. Inventarisatiewerk voor de Vlaamse broedvogelatlas in de periode 2000-2002 resulteerde toen in een totaal van 1.050-1.200 broedparen (Vermeersch *et al.*, 2004). Anno 2018 wordt de Vlaamse populatie geschat op ca. 715 paar (Vermeersch *et al.*, 2020). Dit komt neer op een afname van 30 tot 40% sinds de periode 2000-2002.

### 3.5.3 Voorkomen in Vlaanderen

Waar rond 1970-1980 de Kempen het bastion waren voor de Grutto in Vlaanderen zijn dit daarna de kustpolders en IJzervallei geworden. Tijdens die verschuiving ontstonden ook nieuwe kernen in Oost-Vlaanderen (Linkerscheldeoevergebied, Kalkense Meersen, Gentse Leievallei, Krekengebied). Sinds 2000 liggen de belangrijkste broedgebieden dus in het westen van Vlaanderen: de IJzervallei en de Oostkustpolders, met wat kleinere kernen tussenin. Dit is goed voor zo'n 70% van de Vlaamse

populatie. In Oost-Vlaanderen zit net geen 15% van de Vlaamse populatie en in de Kempen, van de Wezelse hei tot de Limburgse schietvelden, net iets meer dan 15%.

### 4.5.4 Predatie

Predatie op gruttolegsels en -jongen is gelijkaardig aan die op kievit, met inbegrip van het gezamenlijk verdrijven van luchtpredatoren. Grutto is een uitgesproken graslandbroeder die geen nesten maakt op onbewerkte of pas ingezaaide akkers. Vandaar dat in heel wat regio's populaties verdwenen wanneer te veel factoren, die doorgaans ook gecorreleerd zijn, negatief uitvielen. Zo werden heel wat graslanden gescheurd, of te droog en te dicht, wat leidde tot meer bewerkingen in het broedseizoen maar ook minder eten voor de jongen. In laatste instantie konden grutto's dan nog clusteren in reservaatsgebieden maar dat leidde dan tot te hoge nestpredatie en uiteindelijk predatiemijding.

Het nestsucces in grote graslandcomplexen in Nederland blijkt dikwijls significant hoger wanneer deze zo natuurlijk mogelijk zijn. De meeste studies laten in het midden of dit komt doordat ze hier moeilijker te vinden zijn door grondpredatoren omdat ze zich minder moeten verplaatsen om voedsel te vinden of doordat hier minder predatoren door aangetrokken worden (Kentie *et al.*, 2015). In Vlaamse context moet wel de bedenking worden gemaakt dat deze onderzoeksgebieden vele malen groter zijn dan onze weidevogelgebieden. Voorgaande studie toont resultaten uit een aaneengesloten onderzoeksgebied van 8.480 ha in Friesland.

Ook op de overleving van kuikens heeft het graslandbeheer een groot effect. In alle gevallen blijkt tijdens de kuikenperiode (grofweg mei-juni) de beste garantie op overleving de voldoende beschikbaarheid van ongemaaide, eerder ijle, bloemrijke graslanden te zijn. Dit sluit verliezen door maaiwerkzaamheden uit maar bovenal nodigt dit de grutto-families niet uit om op pas gemaaid, zijnde beter doorwaadbaar maar kort grasland te foerageren waar de donsjongen veel gemakkelijker gepredeerd kunnen worden omdat ze veel zichtbaarder zijn. Het maaien zelf in de kuikenperiode draait voor de weinige gruttokuikens die wel nog overblijven dikwijls negatief uit (Schekkerman *et al.*, 2005). Het hoeft geen betoog dat de evolutie in graslanden zoals in Nederland ook in Vlaanderen op grote schaal plaatsvond: uitgestrekte bloemrijke graslandcomplexen veranderden door intensivering (nivellering, drainage, bemesting) in monotone productieve graslanden met een te dichte grasmat en vooral te vroege maaibeurten.

## 4.6 Wulp

### 4.6.1 Beschrijving

De wulp is onze grootste steltloper. Het verenkleed van beide geslachten verschilt nagenoeg niet: volledig beige tot neutraal bruin, donker gespikkeld, met iets lichtere onderdelen. Het meest opvallende kenmerk is de lange, naar beneden gebogen snavel. Wulpen prefereren ook graslanden, maar door hun grootte en lange poten kunnen ze ook goed gedijen in types graslanden waar de

vegetatie voor grutto's en zeker kievit te hoog is. Het nest kan dan weer zowel in grasland als op spaarzaam begroeide akkers of zelfs stoppelakker gemaakt worden. Tijdens de nestfase (april-mei) wordt bij verstoring soms ver van het nest gevlucht, het terugkeren duurt lang, gebeurt in etappes en over grote afstand al lopend. Daarenboven kan een niet-broedende partner zich verschillende percelen verder bevinden maar toch al behoorlijk gealarmeerd zijn.

In heel wat Vlaamse broedgebieden komen buiten het broedseizoen geen wulpen voor. Dit is strikt zo in de oostelijke landshelft. Onze wulpen overwinteren doorgaans aan de Atlantische kust, een wellicht zeer kleine fractie in de Nederlandse getijdengebieden. In de polders en rond het Gentse komen 's winters behoorlijke aantallen voor van wulpen die voornamelijk foerageren op graslanden en akkers. Het voorkomen is altijd gelinkt aan de aanwezigheid van een goede slaapplaats waar ze met hun poten in het water kunnen overnachten. De vogels die in getijdengebied overwinteren zijn ook nachtactief.

## 4.6.2 Stand en trend

Wulpen waren historisch enkel gekend van de grote heideterreinen in de Kempen waar zij dikwijls samen met grutto voorkwamen. Door grootschalige omzetting naar landbouwgebied verhuisden deze wulpen mee. Waar ze aanvankelijk nog stand leken te houden, leidden de toegenomen landbouwwerkzaamheden en predatie tot het slinken van de aantallen. Maar de Kempen bleef de belangrijkste regio voor wulp. Slechts enkele tientallen broedparen werden in westelijk Vlaanderen opgetekend. Zodoende daalden de aantallen van een goede 500 naar wellicht net geen 200 broedparen. De Europese broedpopulatie is tijdens de afgelopen drie decennia naar schatting met 30-49% afgenomen (BirdLife International, 2015). Wulp staat op de Europese Rode Lijst als 'kwetsbaar' genoteerd (BirdLife International, 2017). Ook op de Vlaamse Rode Lijst wordt wulp onder de categorie 'kwetsbaar' ondergebracht (Devos, 2019). De grootste afname vond plaats in het Verenigd Koninkrijk waar de soort een 'Priority Species under the UK Post-2010 Biodiversity Framework' werd.

## 4.6.3 Voorkomen in Vlaanderen

Als broedvogel heeft de wulp anno 2024 nog altijd een sterke link met de grote Kempense heidegebieden. De Kalmthoutse Heide, het Groot Schietveld te Brecht, het Turnhouts Vennengebied en de schietvelden te Hechtel-Eksel en Houthalen-Helchteren hebben allemaal nog broedparen in de heide. Het aangrenzende landbouwgebied is echter belangrijker geworden als broedgebied. De reden waarom is dikwijls een samenspel van factoren (verstoring, verbossing, drainage, …) en kan verschillend zijn naargelang gebied. Het gros van de wulpen in Vlaanderen zit dus wel nog steeds in en rond deze gebieden. In Kempense landbouwgebieden zonder een link met dergelijke heideterreinen komt wulp als broedvogel meer verspreid voor, solitair of in clusters van enkele broedparen. Een uitzondering hierop vormt de Sint-Maartensheide te Bree, ondanks de naam volledig in landbouw gebracht, met meer dan 10 broedparen. Daarnaast zijn er sinds enkele decennia ook broedparen in valleigebieden aan de zuidrand van het Kempisch plateau: Kleine Nete,

middenloop Zwarte Beek, Demer-, Velpe- en Getevallei. Dit gaat om enkele tientallen broedparen. De enige andere belangrijke cluster is deze van de IJzer- en Handzamevallei waar sinds de jaren 1990 het broedbestand opgelopen is tot een 30-tal. Tijdelijke vestigingen in de Zwinstreek en in het Linkerscheldeoevergebied herbergen ondertussen geen wulpen meer, op een toevallig broedgeval na.

### 4.6.4 Impact predatie

De wulp is wellicht het grootste zorgenkind van de Europese avifauna (cfr. 4.6.2) sinds het verdwijnen van de grote Europese heide- en veenlandschappen en de natuurlijke graslandcomplexen in polders en riviervalleien. De verliezen door predatie, zowel in de nest- als jongenfase, zijn momenteel (veel) te hoog om een zelfredzame populatie te behouden. In het lopend onderzoek naar de Vlaamse populatie zijn de voorlopige resultaten alarmerend. Het nestsucces varieert van een schamele 12% bij onbeschermde tot 65% bij nesten die beschermd werden door een individueel elektrisch raster (Nijs *et al.*, 2024). Zoals in heel wat studies (Ewing *et al.*, 2023; Grant *et al.*, 1999) zijn, tijdens de eifase, verliezen door grondpredatoren, zoals vos, ook hier wellicht het belangrijkste. Al kunnen we niet uitsluiten dat, zoals in Grant *et al.* (1999), vogels, zoals zwarte kraai, hier ook een belangrijk aandeel in hadden. Nesten van wulp zijn mogelijks iets gevoeliger voor predatie door zwarte kraai dan deze van kievit en grutto: wulpen nestelen geregeld vrij dicht bij bomenrijen of bosjes én laten het nest, vooral bij verstoring, langer onbewaakt.

De overlevingskans van pulli is zo mogelijk nog lager. In verschillende jaren kwam het, ondanks nestbescherming van heel wat nesten tot uitkomen, niet tot één uitgevlogen jong in het landbouwgebied (Nijs *et al.*, 2024). In enkele grote natuurlijke, vochtige heide- en graslandcomplexen waar in deze studie de nesten zelf niet konden opgevolgd worden omwille van toegankelijkheid, werden wel bijna ieder jaar wulpen met grote jongen vastgesteld (waarnemingen INBO & ANB). Een beter broedsucces in geschikte natuurlijke landschappen, waar ze vroeger bekend waren van hoge dichtheden, vinden we ook terug in de literatuur (Berg, 1992; Bocher *et al.*, 2024), wat dus gelijkaardig is aan het verloop bij grutto (Kentie *et al.*, 2015).

Doordat wulpen vrij territoriaal zijn tijdens de broedperiode, met nesten regelmatig op meer dan honderd meter van elkaar, zijn ze op populatieniveau ook niet gebaat bij elektrische omrastering van kerngebieden. Waar je in één raster soms tientallen broedparen van grutto en kievit kan krijgen, zou dat bij wulp maar over één of enkele gaan. Vandaar dat het toepassen van tijdelijke, individuele rasters (10 bij 10 meter) de regelmaat geworden is. Maar zelfs al breng je zo het nestsucces van een populatie boven de 50%, het opgroeien van jongen is momenteel een bijzonder groot knelpunt. Hierbij speelt predatie door buizerd een heel belangrijke rol, ook in het Vlaams onderzoek (Nijs *et al.*, 2024). Ook in de IJzervallei, waar de wulp het al enkele decennia beter doet, wordt nu toch ook gedacht aan een (te) laag broedsucces, zichtbaar lager dan grutto's (Devos, 2019). Hoewel wulpen daar tegenwoordig bijna altijd in percelen broeden met uitgestelde maaidatum tot minstens 15 juni, zodat er minder nestverliezen zijn door landbouwactiviteiten, frequenteren adulte vogels met hun pulli regelmatig gemaaide percelen. Hierbij kan verwacht worden dat dit voor een grotere

predatiekans zorgt, zoals beschreven bij grutto, en in de IJzervallei is predatie door de behoorlijk talrijke bruine kiekendief vermoedelijk belangrijk.

## 4.7 Scholekster

### 4.7.1 Beschrijving

De scholekster is met zijn zwartwit verenkleed en felrode snavel een opvallende verschijning in het weidevogellandschap. Ook zijn luide roep en opvallende baltsvlucht dragen bij tot zijn zichtbaarheid. Daarbovenop komt dat deze voormalige kustbroedvogel zich het meest van alle steltlopers heeft aangepast aan een antropogene omgeving. Via akkerland en industrieterreinen is hij recent tot in de bebouwde kom waar te nemen als broedvogel. De voornaamste reden hiervoor is zijn grote flexibiliteit in nestplaatskeuze. In open landschap is dit standaard in heel open, bijna vegetatieloze omgeving maar in antropogeen leefgebied kan dit op spoorwegtaluds, halfverharde parkings, gronddepots, daken en recent zelfs in nestbakken zijn. Van daaruit gebruikt hij het omliggende als foerageergebied bestaande uit (frequent gemaaide) graslanden, wegbermen, wadi's, braakliggende terreinen, akkers met veel kale bodem, etc. In geval een meer natuurlijke omgeving op korte afstand aanwezig is, wordt door de niet-broedende partner een kort eindje gevlogen om te gaan foerageren. In heel wat gevallen zullen kort na het uitkomen de jongen ook daarheen geleid worden. In het Vlaamse binnenland zijn scholeksters enkel in het broedseizoen aanwezig, van februari tot uiterlijk augustus. De periode daarbuiten kom je ze bijna enkel in getijdengebieden tegen, langs onze kust of de Zeeschelde stroomafwaarts van Antwerpen (Vogelatlas.be, 2025).

### 4.7.2 Stand en trend

In de periode van 1973-1977 sprak men in Vlaanderen van 260-280 broedparen. Omstreeks 1990 werd de Vlaamse populatie al op 610-640 paren geschat en tien jaar later al 1.500. De populatieschatting tijdens de vorige broedvogelatlas, 2000-2002, leverde 1.500-2.000 broedparen op (Vermeersch *et al.*, 2004). Daarna zou er eerder een afname zijn, zowel op de korte als lange termijn, en spreekt men anno 2018 van 1.200-1.450 broedparen (Vermeersch *et al.*, 2020). Deze afname is op zich nog niet zo dramatisch als in sommige andere landen in West-Europa. In Nederland is er zo sprake van een afname van ruim 70% in de laatste 40 jaar (Sovon, s.d. c).

### 4.7.3 Voorkomen in Vlaanderen

De scholekster is in Vlaanderen sinds enkele decennia wijdverspreid. Van kustgebieden en de noordelijke kustpolders over het volledige laagland tot ver in de Kempen, in deze laatste wel in lage aantallen. Dieper in het binnenland, in de zuidelijke helft van de provincies en in volledig Vlaams-Brabant komen maar hier en daar broedparen voor, op akkers of bedrijventerreinen. In havengebieden, weidevogelgebieden en akkerland in de grensstreek komen de hoogste dichtheden voor (Vermeersch *et al.*, 2004). Op het deel Linkeroever van het Antwerps havengebied gaat het zo om bijna honderd broedparen (Beheercommissie Natuur Linker Schelde Oever, 2023) verdeeld over

het havengebied zelf en de natuurgebieden. Ook in de Zeebrugse en Gentse haven kan men spreken van tientallen broedparen. Zowel in Putten West als Doelpolder Noord, tegenwoordig elektrisch omheind om grote grondpredatoren tegen te houden, gaat dit om een tiental broedparen. Op zich zijn dit hoge dichtheden maar laag in vergelijking met de andere steltlopers (kievit, grutto, tureluur, kluut). In de meeste andere weidevogelgebieden in Vlaanderen gaat het om nog veel lagere dichtheden.

### 4.7.4 Predatie

Als een grondbroeder met een nestperiode van ruim een maand ondergaat de scholekster hetzelfde lot als de andere weidevogels. De veranderingen in landgebruik, recreatief medegebruik in de kustgebieden en een toegenomen predatiedruk hiermee gecorreleerd, zorgt voor een afname in de meer natuurlijke gebieden. Zijn flexibiliteit in nestplaats keuze stelde hem wel in staat om ten eerste ook kale akkers als nestplaats te gebruiken zoals kievit én om ten tweede ook op daken te gaan broeden. Dit laatste is ook bekend in Nederland maar kan ook op vrij grote schaal plaatsvinden, zoals bijvoorbeeld in Aberdeen (Schotland) waar men spreekt van ruim 220 dakbroedende broedparen, met slechts hier en daar nog broedparen op o.a. parkings (New Scientist, 2005). Over het algemeen lijkt het nestsucces in Vlaanderen met 61%, weliswaar op basis van een beperkte steekproef in Oost-Vlaanderen (178 nesten tussen 2013 en 2024), nog mee te vallen (Spanoghe, 2016) in vergelijking met andere studies zoals bijvoorbeeld landelijk in Nederland waar de laatste 20 jaar nooit 60% werd gehaald (Sovon, 2025). Over het uitvliegen van jongen, het uiteindelijke broedsucces, zijn geen systematische resultaten in Vlaanderen bekend.

## 4.8 Tureluur

### 4.8.1 Beschrijving

De tureluur is een eerder kleine steltloper met gespikkeld verenkleed, rode poten en rode snavelbasis. In vlucht valt een witte zone ter hoogte van de armpennen op. Als broedvogel vind je hem in schorren- en slikkengebieden (Zwin, IJzermonding) en weidevogelgebieden met slik in plasranden, depressies en laantjes (Oostkustpolders, Linkeroever). Hij nestelt doorgaans in iets dichtere en hogere vegetatie als kievit en grutto, dikwijls in een graspol of rus (*Juncus* spec.). Tijdens het broedseizoen kunnen ze zeer luidruchtig en territoriaal zijn, tijdens de balts of om concurrenten of predatoren weg te jagen. Zoals, maar ook nog meer dan grutto kan hij hierbij uitkijkposten zoals weidepalen en zelfs telefoondraden gebruiken. Buiten het broedseizoen zijn vrijwel alle broedgebieden verlaten en vind je de tureluur enkel terug in getijdengebieden, net zoals de scholekster. Anders dan bij scholekster gaat het enkel over deze met veel slikvlaktes, dus niet of nauwelijks op stranden of harde structuren. Meer dan de andere soorten weidevogels komen tijdens de voorjaarstrek (maart-mei) in vrijwel alle gebieden waar steltlopers te zien zijn ook regelmatig tureluurs pleisteren. In maart-april zijn dit de vogels die broeden op een lagere breedtegraad, in mei typisch de toendra broeders. Ook deze vogels kunnen luidruchtig zijn, wat soms aanleiding geeft tot vermoedelijke territoria.

## 4.8.2 Stand en trend

De tureluur is nooit heel talrijk geweest in Vlaanderen. In de vorige atlasperiode, 2000-2002, werd het bestand op 420-450 broedparen geschat, met de vermelding dat dit juist een natte periode was zodat in andere jaren 350-400 broedparen wellicht een betere schatting was. Dat was toen al een belangrijke stijging sinds de zeventiger jaren toen men sprak van 190 broedparen. Na 2000 zette zich een neerwaartse trend in waardoor nog zelden de 350 broedparen werden gehaald. Na 2015 werd zelfs 300 broedparen niet meer gehaald (Vermeersch *et al.*, 2020).

## 4.8.3 Voorkomen in Vlaanderen

Er zijn twee belangrijke gebieden in Vlaanderen voor tureluur waar bijna de volledige populatie in voorkomt. Ongeveer twee derde zit in de Oostkustpolders en een derde zit op Linkeroever. Deze laatste populatie grenst aan die van het Verdronken Land van Saeftinghe, het grootste schor in de ruime regio, waar de aantallen in de vele honderden gaan, bijvoorbeeld 575-635 broedparen in 1991 (Vergeer *et al.*, 1991). Tot eind de jaren 70 kwamen nog enkele tientallen broedparen voor in de Kempen en het Oost-Vlaamse Krekengebied. Na 2000 gaat het daar slechts om een handvol broedparen.

## 4.8.4 Predatie

Er zijn vrijwel geen data over de impact van predatie op tureluur in Vlaanderen. Op Linkeroever bleek net zoals bij de andere soorten predatiemijding op te treden wanneer vos te frequent voorkwam in de natuurgebieden. Na elektrisch uitrasteren van de weidevogelgebieden keerde de trend weer om (Beheercommissie Natuur Linkerscheldeoever, 2023). Ook in de literatuur komt weinig aan bod over predatie bij tureluur, wat een beetje een weerspiegeling is van zijn meer heimelijk voorkomen in het weidevogelgebied. De soort kan heel onopvallend zijn rond de nestplaats, heeft dikwijls goed verscholen nesten én blijft met de donsjongen steeds in de nabijheid van hogere vegetatie. In het Verenigd Koninkrijk met heel wat tureluurs in zilte moerassen of schorren lijkt begrazing indirect te leiden tot een verhoogde nestpredatie. Doordat het vee daar niet systematisch alle delen begraast, ontstaan doorheen de jaren delen met kortere vegetatie en delen met al te hoge vegetatie om nesten in te maken. Hierdoor vergroot de kans op vertrappeling, het vee wordt doorgaans al vroeg in het seizoen ingeschaard, maar ook de kans op nestpredatie omdat de tureluurs enkel nog in al begraasd, zeer kort gras een geschikte nestplaats vinden die dus makkelijker wordt gevonden/gezien door predatoren (Sharps *et al.*, 2015; 2017).

Door de flexibiliteit in nestplaatskeuze, met soms nesten in heel dichte vegetatie, lijkt tureluur gemiddeld een iets hoger nestsucces te hebben dan de andere steltlopers. Ze zoeken ook graag de nabijheid van kieviten op waar ze profiteren van deze zijn agressiviteit tegenover mogelijke predatoren en zo een hoger nestsucces halen (Kavelaars *et al.*, 2021; Laidlaw *et al.*, 2017).

## 4.9 Graspieper

### 4.9.1 Beschrijving

De graspieper verkiest open, graslanden als broedgebied, zonder hoge bomen of gebouwen in de nabijheid. Ook grasrijke bermen, duingrasland, schorre, vochtige en deels begroeide heide en braakliggende terreinen zijn geschikt. In de winter zijn ze ook in andere biotopen zoals natte akkers te vinden, maar altijd in de buurt van voldoende dekking in de vorm van lage vegetatie. In Vlaanderen is de soort het hele jaar aanwezig. Vlaamse broedvogels overwinteren deels in Zuid-Europa, vooral tijdens strenge winters, terwijl individuen uit noordelijker gebieden overwinteren in Vlaanderen.

De soort foerageert op de bodem en in lage, toegankelijke vegetatie, waar hij op zoek gaat naar insecten, larven, spinnen, slakken en kleine wormen (Douglas *et al.*, 2008; Walton, 1979). In de winter wordt dit dieet aangevuld met zaden, zij het in mindere mate dan bijvoorbeeld bij veldleeuwerik het geval is (Mooij, 2006; Walton, 1979).

Het grondnest wordt goed verborgen, meestal tussen overjarig plantmateriaal, vaak in de buurt van een berm, greppel of slootrand. Dit kan het nest minder kwetsbaar maken voor beweiding en landbouwactiviteiten (Mooij, 2006). De graspieper legt zijn eieren tussen half april en begin juni. Er zijn 1-3 legsels per seizoen, met 4-6 eieren per legsel. De broedduur bedraagt 11-15 dagen en de jongen blijven 10-14 dagen in het nest.

De graspieper heeft ook een voorkeur voor gebieden met microreliëf, zoals putjes, slenken en bulten, die steile randjes creëren en goede verstopplaatsen bieden (Dochy, 2018a). De aanwezigheid van vee, zoals koeien of paarden, in een lage dichtheid, is waarschijnlijk gunstig, omdat het zorgt voor variatie in de vegetatie en insecten aantrekt via hun uitwerpselen. Paaltjes en hekken in de omgeving van het nest worden vaak gebruikt als uitkijkposten.

### 4.9.2 Stand en trend

In de periode 1973-1977 werd het aantal graspiepers in België geschat op 35.000 broedparen, waarvan de meerderheid in Vlaanderen voorkwam. De soort was destijds wijdverspreid, met lokaal hoge dichtheden, zoals in de Vlaamse poldergebieden waar tot 8 paren per km² werden genoteerd (Vermeersch *et al.*, 2004).

In de jaren 1980-2000 begon de graspieperpopulatie echter sterk af te nemen. In vergelijking met de verspreiding in de landelijke atlas uit 1973-1977 ontstonden er grote gaten in hun areaal. Vooral regio's als de Centrale en Zuidelijke Kempen, het Waasland en Vlaams-Brabant werden zwaar getroffen. In 2004 werd een afname van de Vlaamse populatie met minstens 70% beschreven

(Vermeersch *et al.*, 2004). In sommige regio's, zoals het Kempens Plateau en de Voerstreek, verdween de soort bijna volledig.

Hoewel de graspieper in de meeste landbouwgebieden achteruit ging, deed de soort het in sommige heidegebieden, zoals de Antwerpse Kempen, opmerkelijk beter. In de Kalmthoutse Heide steeg het aantal broedparen van 0 in 1979 naar 80 in 1999. Ook op het Groot Schietveld nam de populatie toe, van de eerste broedgevallen in 1978 naar 61-64 broedparen in 2000. Toch is de populatie sinds 2007 verder afgenomen, zowel in landbouwgebieden als in heidegebieden. De graspieper is met 52% afgenomen in Vlaanderen op korte termijn (2007-2018), en met maar liefst 89% op lange termijn (vergeleken met de periode 1970-1980) tot een geschatte 2.300-3.400 broedparen in 2018 (Vermeersch *et al.*, 2020).

## 4.9.3 Voorkomen in Vlaanderen

De broedpopulatie komt verspreid voor in Vlaanderen. Tijdens de periode 2000-2002 werden de hoogste dichtheden van graspieper waargenomen in de polders, riviervalleien en weilanden van de noordelijke Kempen en de grote heideterreinen van Limburg. Sindsdien is de populatie echter aanzienlijk afgenomen, zowel in areaal als in dichtheden, niet alleen in landbouwgebieden, maar ook in de heide (Vogelatlas.be, 2025). Deze daling is een bredere trend die niet alleen in Vlaanderen zichtbaar is, maar ook in Nederland, Wallonië en Duitsland. Verdere intensivering van de landbouw, evenals lokaal verbossing en verdroging in vallei- en heidegebieden, worden als belangrijke oorzaken van deze achteruitgang genoemd (Vermeersch *et al.*, 2020). Het is aannemelijk dat stikstofbemesting en -depositie, die zorgt voor een dichtere, hogere en soortenarmere grasmat in bermen en andere graslanden, het verdwijnen van de graspieper (en veel andere soorten) in de hand werkte. De soort verkiest immers een structuurrijke en eerder ijle vegetatie, waar ze makkelijk kunnen doorlopen, en mijdt een dichte en homogene graszode (Anger *et al.*, 2024; Kosicki & Chylarecki, 2013). In wegbermen, voor zover die in Vlaanderen nog ijl en kruidenrijk zouden zijn, speelt ook lawaaihinder van het verkeer een rol van betekenis waardoor graspiepers die bermen mijden (Wiącek, 2023).

## 4.9.4 Predatie

Nestpredatie komt veel voor bij broedende graspiepers, waarbij verschillende predatoren een rol kunnen spelen. Zo waren kiekendieven de belangrijkste predatoren van graspiepernesten in de Biebrza-vallei in Polen (Halupka, 1998), terwijl Coulson (1956) voor Engeland zwarte kraai, meeuwen en kleine zoogdieren vermoedde. In Bretagne (Frankrijk) werden graspiepernesten gepredeerd door kraaiachtigen, marterachtigen, knaagdieren en adders (von Blotzheim *et al.*, 1966). Op het Duitse Waddeneiland Wangerooge is de zandhagedis als predator van graspiepernesten vastgesteld (von Blotzheim *et al.*, 1966). In Nederlandse kustgraslanden werd de vos vastgesteld als de belangrijkste nestpredator (Oosterveld *et al.*, 2017).

Een studie waarbij 56 graspiepernesten werden opgevolgd in Zuid-West Duitsland toonde een relatief hoog nestsucces van 51% van de nesten, waarbij de nestverliezen werden toegeschreven aan

slechte weersomstandigheden en predatie. Desondanks was het gemiddelde reproductieve succes per vrouwtje per jaar (3,45 uitgevlogen jongen) laag in vergelijking met de literatuur (ongeveer 4,5), hetgeen geassocieerd werd met relatief kleine legselgroottes en een laag percentage tweede legsels als gevolg van de aanwezigheid van dichte, homogene vegetatie zonder microreliëf (Anger *et al.*, 2024).

Lokaal kan predatie een belangrijke impact hebben op de plaatselijke graspieperpopulatie. Een studie uit heidegebied in Schotland toonde bijvoorbeeld aan dat toenemende aantallen roofvogels (door het stopzetten van illegale vervolging), met name blauwe kiekendief en smelleken, een aanzienlijke druk kunnen uitoefenen op zangvogels zoals de graspieper. Er werd berekend dat elk jaar 7-40% van de juni-populatie in het gebied werd gepredeerd (Amar *et al.*, 2008). De kanttekening moet gemaakt worden dat de lokale dichtheden aan graspiepers (84-209 ind./km²) in het Schotse studiegebied vele malen hoger waren dan in Vlaanderen en o.a. hun oorsprong hadden in een predatorarme tijd (door bestrijding). In 2000-2002 bedroeg de dichtheid in de Vlaamse polders maximaal 3 koppels/km², en misschien 10 koppels/km² op grote heideterreinen (Vermeersch *et al.*, 2004). In Vlaanderen broeden maar hoogst zelden blauwe kiekendieven en geen smellekens. In de polders komt zowel graspieper als bruine kiekendief voor en zou het dus mogelijk kunnen zijn dat bruine kiekendief wel eens graspiepernesten predeert. Daar bestaan echter geen cijfers of observaties van.

Gezien de massieve achteruitgang van graspieper als broedvogel in Vlaanderen (www.vogelatlas.be), is een dominerende impact van predatie onwaarschijnlijk. Meer dan waarschijnlijk liggen andere factoren, zoals landbouwintensivering, vermesting van bermen en habitatverlies, aan de oorsprong van het verlies, mogelijk versterkt door aspecten van klimaatverandering (te droog, te nat).

## 4.10 Kwartel

### 4.10.1 Beschrijving

De kwartel is een kleine, compacte, bruin gecamoufleerde vogel die behoort tot de familie van de hoenderachtigen. Kwartels staan, als enige hoenderachtige in ons land, bekend om hun uitgesproken migratiegedrag: in de herfst trekken ze naar het zuiden om te overwinteren in warmere streken, voornamelijk naar de Sahel, in Noord-Afrika, en deels ook in Zuid-Europa waar ze jaarrond aanwezig zijn. In het voorjaar keren ze terug naar hun broedgebieden in Europa. Het zijn grondbroeders en ze maken hun nesten in grasland of akkers met bovenaan dichte vegetatie die bescherming biedt tegen predatoren, die onderaan wel voldoende ijl en doorkruisbaar is. De kwartel is een omnivoor en voedt zich met een gevarieerd dieet van zaden, grassen, fruit en insecten. Omdat kwartels een voorkeur hebben voor grasland- en akkerlandschappen, zijn ze vooral in landbouwgebied te vinden (McGowan *et al.*, 2023).

## 4.10.2 Stand en trend

De kwartel is globaal gezien niet bedreigd, al is het een moeilijke soort om de stand en trend goed te kunnen beoordelen. Er is weinig data beschikbaar, de soort is erg lastig te inventariseren en door zijn nomadisch gedrag kunnen de aantallen plaatselijk sterk fluctueren. De soort was waarschijnlijk talrijker begin vorige eeuw, zowel in West-Europa als in de rest van het verspreidingsgebied in Eurazië. In meerdere landen, oa. Frankrijk, Nederland, Italië, Roemenië is een onderliggende afname te zien over fluctuaties heen, sinds het millennium. Deze afname wordt voornamelijk toegeschreven aan veranderingen in het landgebruik, zoals intensivering van de landbouw, het verdwijnen van graslanden, en het gebruik van pesticiden.

In Vlaanderen heeft kwartel de status kwetsbaar volgens de Rode lijst van Devos *et al.* (2016). Vermeersch *et al.* (2020) schatten de kwartelpopulatie op 50 tot 500 broedparen in Vlaanderen tussen 2013 en 2018. Ze stellen dat het aantal broedparen geen duidelijke trend vertoont, maar fluctueert, zowel op lange (1980-2018) als korte termijn (2007-2018). Een voorlopige ruwe berekening op basis van tellingen tussen 2020 en 2024 voor de toekomstige vogelatlas (Vogelatlas.be, 2025), schat de kwartel populatie maximaal 700 à 1.300 broedparen in Vlaanderen.

In Nederland en België is de jacht op kwartel verboden. In de meeste landen rond de Middellandse zee is de jacht op kwartel wel toegestaan, intensieve jacht tijdens de trekperiode en stroperij vormt een bedreiging. Het vangen van kwartels op trek met netten, in het Midden-Oosten en de Noord-Afrikaanse kust, is algemeen. Op basis van studies werd geschat dat daarbij tot 13 miljoen kwartels werden weggevangen in 2013, in Egypte alleen (Eason *et al.*, 2016).

## 4.10.3 Voorkomen in Vlaanderen

Ook in voorkomen kent kwartel een wisselend beeld per jaar. De soort komt verspreid over het hele land voor. De verspreiding begin deze eeuw in Vlaanderen toont vooral de polders, het gebied tussen Leie en Schelde, de noorderkempen en de akkerplateau's van de leemstreek als belangrijkste gebieden. In de meest recente vogelatlas (in opmaak) is de soort in aanzienlijk meer hokken vastgesteld dan in de vorige atlas. Hiermee is Vlaanderen bijna gebiedsdekkend ingekleurd. Dit is waarschijnlijk niet toe te schrijven aan een uitbreiding van de soort, maar eerder aan de verhoogde zoekinspanning. Het aantal jaren dat er geteld is, is hoger bij de recente atlas. Er is ook intensiever gezocht in landbouwgebied, met verschillende bezoeken, ook later tijdens het broedseizoen, mede dankzij de tellingen in het kader van het Meetnet Agrarische Soorten (MAS). Dat meetnet werd tijdens de atlasperiode opgestart en uitgerold over heel Vlaanderen.

## 4.10.4 Impact predatie

De kwartel is eerder een r-strateeg, gekenmerkt door een hoge reproductie die de relatief korte levensduur en hoge sterfte compenseert. Op basis van grootschalig ringonderzoek in Italië door Puigcerver *et al.* (1992) werd de jaarlijkse overlevingskans geschat op slechts 27-31%, met een

gemiddelde levensduur van minder dan een jaar. Deze jaarlijkse overleving wordt beïnvloed door een complex samenspel van factoren, zowel in broed- en overwinteringsgebieden als tijdens de trek tussen beiden.

De impact van predatie op kwartels is tot dusver weinig onderzocht. Voor Vlaanderen ontbreken gerichte studies (zie ook 9.7), waardoor de beschikbare inzichten voornamelijk steunen op een relatief klein aantal buitenlandse zenderstudies, die hieronder worden toegelicht. Net als bij andere grondbroeders zijn kwartels vooral tijdens de broedperiode gevoelig voor predatie, met name de hennen.

In Frankrijk werd de overleving van adulte hennen bestudeerd via zenderonderzoek op jonge, in gevangenschap gekweekte hennen die werden vrijgelaten in agrarische gebieden (Guyomarc'h, 2003). In de Lauragais-regio werd tussen 1986 en 1987 gerapporteerd dat 30% van de leggende hennen binnen twee weken werd gepredeerd (N=35) en 25% van de broedende hennen in dezelfde periode verloren ging (N=12). In totaal werd ongeveer de helft van de hennen gepredeerd, voornamelijk door buizerds, blauwe kiekendieven en huiskatten. In 1996, in Sainte-Blandine viel minstens de helft van 32 adulte hennen binnen drie weken ten prooi aan kleine carnivoren, zoals wezel en steenmarter, maar ook aan roofvogels, waaronder buizerds en kiekendieven als voornaamste predatoren. Deze resultaten moeten met voorzichtigheid worden geïnterpreteerd, de predatiekans werd mogelijks beïnvloed door zowel het zenderen in de eerste weken na plaatsing als het opgroeien in gevangenschap.

In Spanje werden tussen 1992 en 2005 in totaal 274 adulte kwartels (154 hanen, 120 hennen) gezenderd. Op basis van de 33 gerapporteerde gevallen van predatie bleek de sterfte significant hoger bij hennen (20,8%) dan bij hanen (5,2%) (Puigcerver *et al.*, 2022). Van de 33 gepredeerde individuen werd 27,3% toegeschreven aan roofvogels, waaronder havik en kerkuil, en 51,5% aan zoogdieren zoals vos, steenmarter en wezel. Daarnaast werd één individu (3%) gepredeerd door de hagedisslang, en kon in 15,2% van de gevallen de predator niet worden geïdentificeerd. Ook werd één geval (3%) van vertrapping onder predatie meegerekend. Naast bovenvermelde soorten worden ook hermelijn, bunzing, slechtvalk, sperwer en geelpootmeeuw als predatoren van kwartels genoemd (Puigcerver *et al.*, 2022).

Wat nestpredatie betreft, rapporteerde Capdevila *et al.* (2016) dat in een 16-jarige zenderstudie in Tarragona, Spanje, 11,7% van de 77 onderzochte nesten werd gepredeerd. Dit percentage is aanzienlijk lager dan bij andere grondbroeders. Dezelfde studie benadrukt het belang van vegetatiestructuur: een lage bedekkingsgraad vergroot de kans op predatie, met name door roofvogels, terwijl de afstand tot de perceelsrand in dit onderzoek geen aantoonbaar effect had.

Naast predatie zijn er andere factoren die de kwartelpopulatie onder druk zetten. Zo worden miljoenen kwartels jaarlijks illegaal gevangen in Noord-Afrika tijdens hun trek naar de Sahel (Eason *et al.*, 2016) en zorgt intensieve landbouw voor habitatverlies, voedseltekorten en nestvernietiging door maaien. Daarnaast spelen ook klimaatverandering, zoals verdroging in Afrikaanse overwinteringsgebieden, en hybridisatie met de (voor de jacht uitgezette of uit een kooi ontsnapte)

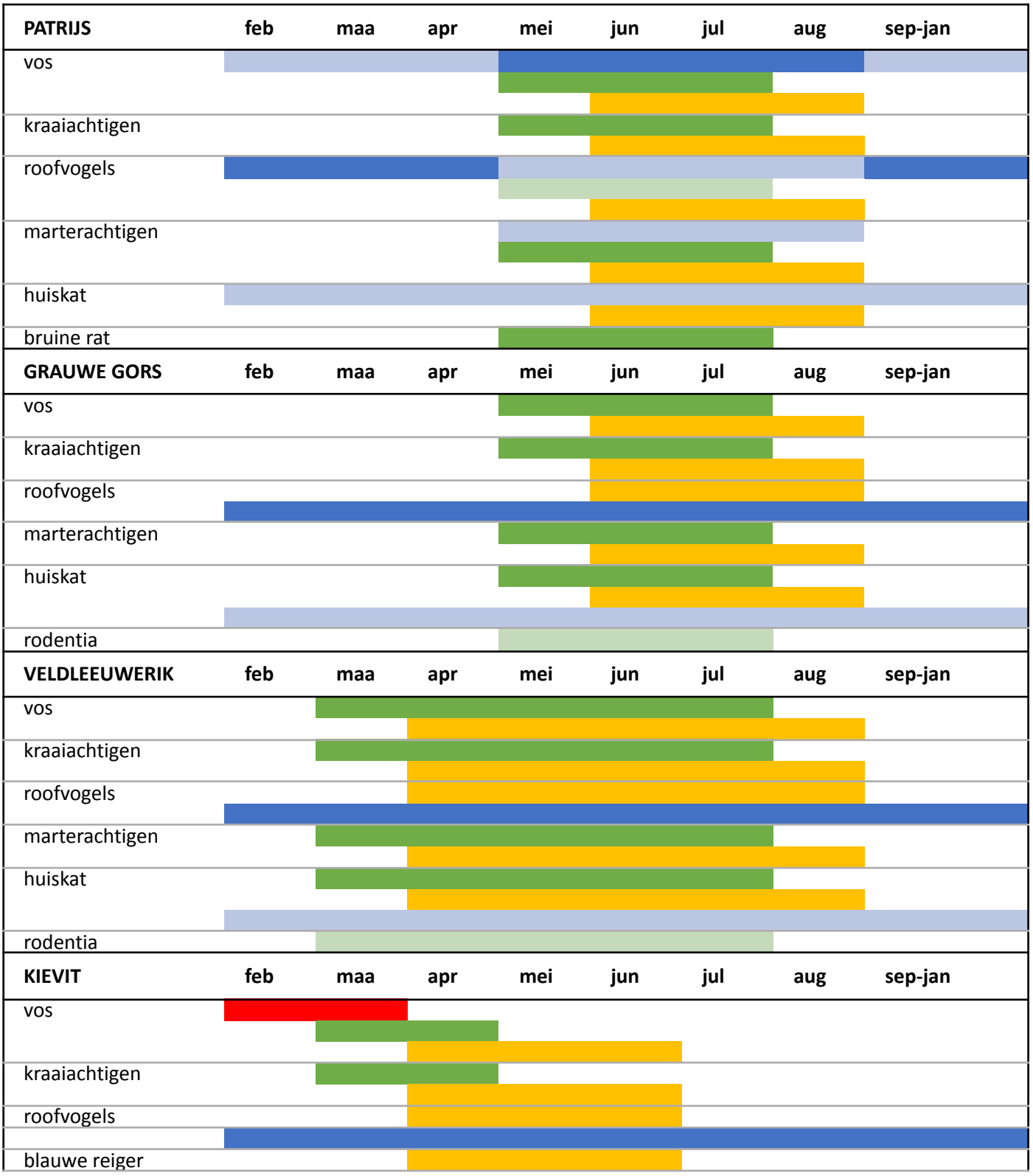
Japanse kwartel (Puigcerver *et al.*, 2007; Sanchez-Donoso *et al.*, 2016) een rol. Deze laatste wordt soms ook in Vlaanderen opgemerkt, bv. in Meetjesland.

## 4.11 Jaaroverzicht

Een samenvattend jaaroverzicht (Tabel 5) met aanduiding van de gevoelige perioden voor predatie per prooisoort moet toelaten om de effectiviteit van mogelijke maatregelen te helpen evalueren. Om dit jaaroverzicht te maken hebben we de aanwezige expertise op het INBO gebruikt en de beschikbare literatuur, waaronder de informatie van relevante prooisoorten uit vorige hoofdstukken. Voor predatorsoorten werden enkel de meest relevante soorten weerhouden (voor details: zie hierboven). Hierbij werd voor elke relevante akker- of weidevogel aangeduid wanneer zij gevoelig zijn aan predatie voor hun belangrijkste potentiële predatoren. Hierbij werd een onderscheid gemaakt tussen predatiemijding, nestpredatie, predatie van kuikens en predatie van adulten en vliegvlugge jongen (enkel na broedseizoen), waarbij de intensiteit van de kleur weergeeft hoe belangrijk deze factor is in een bepaalde periode:

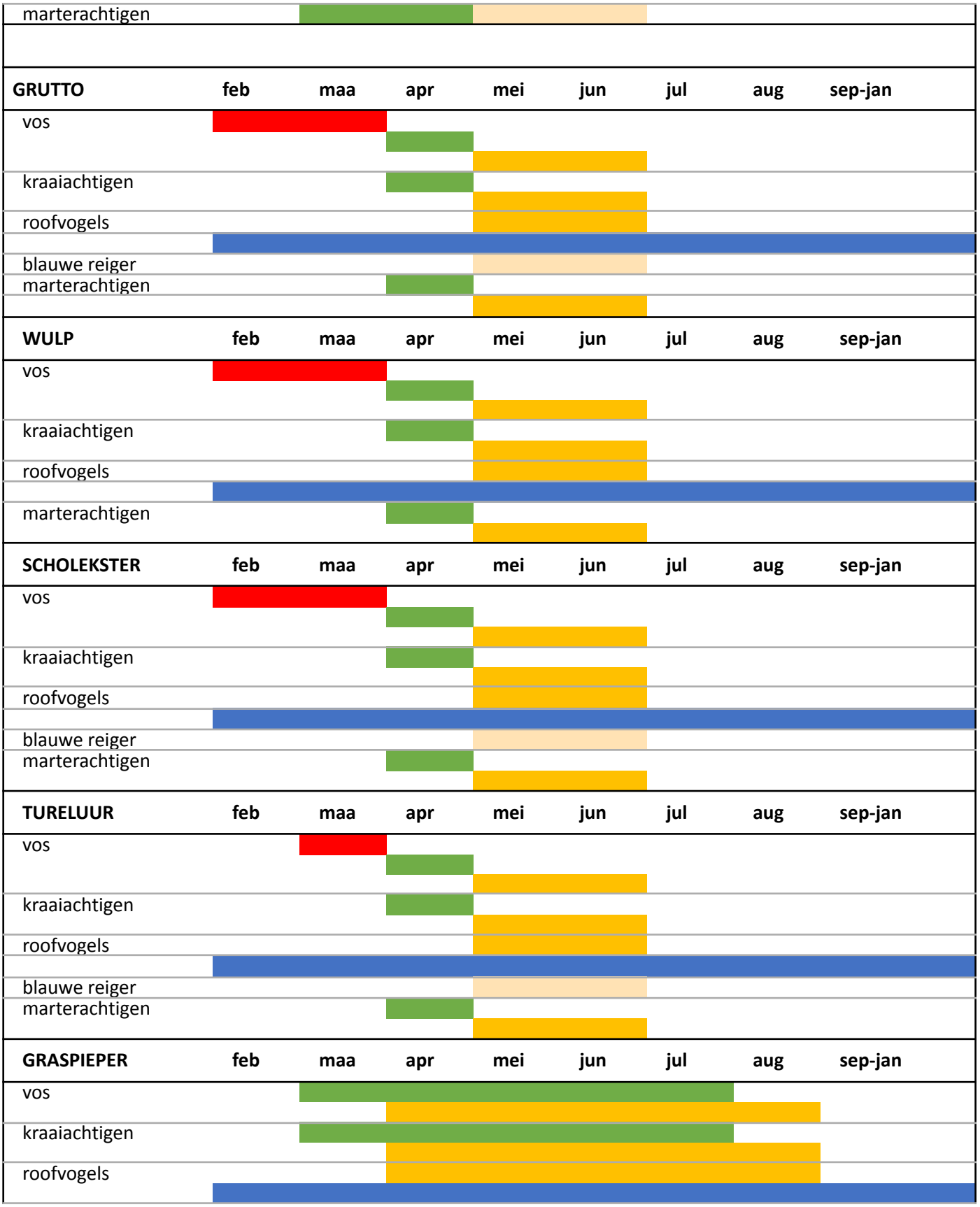
| | |
|---|---|
| | Predatiemijding |
| | Nestpredatie |
| | Predatie kuikens |
| | Predatie adulten en vliegvlugge jongen |

Tabel 5. Samenvattend overzicht met aanduiding van de gevoelige perioden voor predatie door de meest relevante potentiële predatoren per prooisoort. Zie tekst voor toelichting i.v.m. de gehanteerde kleurcodes en intensiteiten.



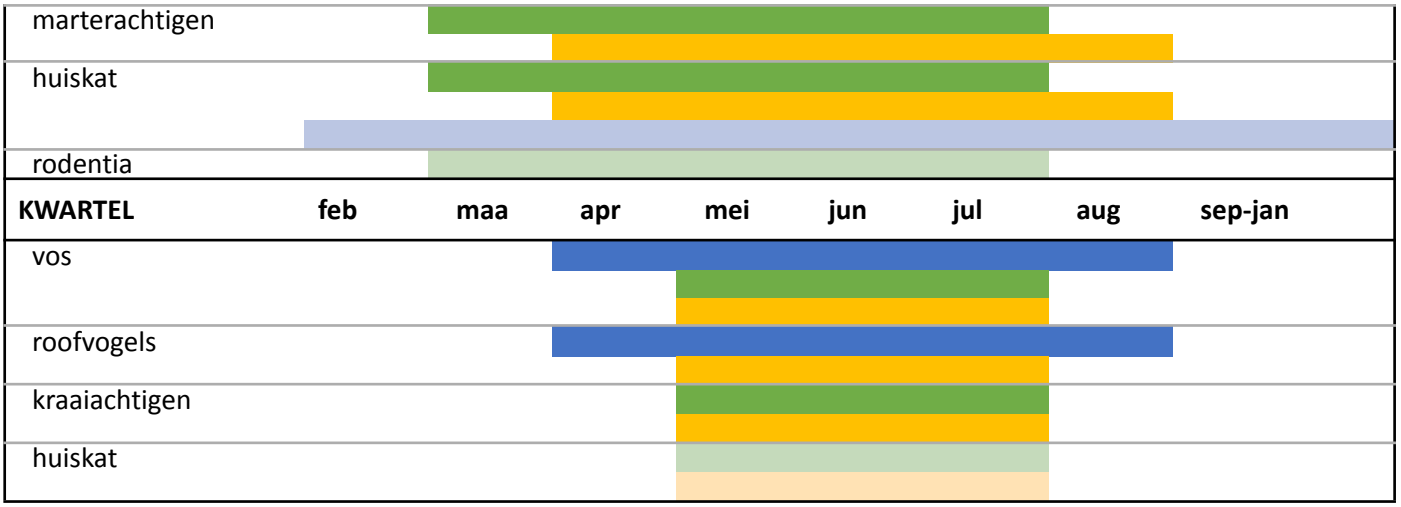


doi.org/10.21436/inbor.123364107





doi.org/10.21436/inbor.123364107




## 4.12 Predatie als limiterende factor

Voor alle bovenstaande grondbroedende akker- en weidevogels komt naar voren dat predatie een belangrijke impact kan hebben gedurende bepaalde levensstadia. In principe zouden compensatorische mechanismen de impact hiervan kunnen reduceren. Om te stellen dat predatie een limiterend effect heeft op de prooisoort stelt Roos *et al.* (2018) in hun review dat predatie hiervoor moet resulteren in een verlaging van het aantal broedende individuen tot een niveau dat lager ligt dan wat zou voorkomen in de afwezigheid van deze predatie. Dit wil zeggen dat elke vorm van predatie veroorzaakt door de verschillende predatoren doorheen het jaar die uiteindelijk bijdraagt tot een lager aantal broedende individuen in het daaropvolgende voorjaar als limiterend wordt gezien. Hoewel de auteurs niet expliciet verwijzen naar de voorjaarspopulatie, wordt dit wel geïmpliceerd door de term “broedend”. Soorten die dus een limiterend effect ondervinden van predatie, zullen bij een effectief predatiebeheer onder dezelfde omstandigheden een hogere voorjaarsstand kennen. Hierbij dienen twee belangrijke kanttekeningen gemaakt te worden. Vooreerst wijst deze definitie op een limiterend effect, maar wijst dit niet op het relatieve belang van dit effect door predatie t.o.v. andere factoren die eveneens een limiterend effect veroorzaken. Andere factoren (vb. onvoldoende nestgelegenheid of kuikenhabitat) kunnen hierbij mogelijk een groter limiterend effect hebben op de prooisoort. Daarnaast wijzen Roos *et al.* (2018) er tevens op dat predatie de directe oorzaak van het limiterend effect is, maar dat het belangrijk is ook de indirecte oorzaak, namelijk de reden waarom predatoren deze impact kunnen hebben, te achterhalen. Het beperken van predatiebeheer tot predatorbeheersing zal in bepaalde omstandigheden immers enkel de symptomen van het limiterend effect van predatie remediëren, maar niet de achterliggende oorzaak aanpakken.

Voortbouwend op deze stelling van predatie als limiterende factor en de bevindingen in dit hoofdstuk kunnen we ervan uitgaan dat hoogstwaarschijnlijk alle beschreven doelsoorten actueel in Vlaanderen een limiterend effect ondervinden van predatie. M.a.w. hoogstwaarschijnlijk alle beschreven doelsoorten zouden gebaat zijn met een effectief predatiebeheer. De invulling van dit

predatiebeheer is soortspecifiek, mogelijks gebiedsafhankelijk en de effecten ervan veelal beperkt in de tijd. Daarom gaan we vooreerst verder in dit rapport op de verschillende maatregelen die deel zouden kunnen uitmaken van predatiebeheer.

# 5. Maatregelen voor predatiebeheer

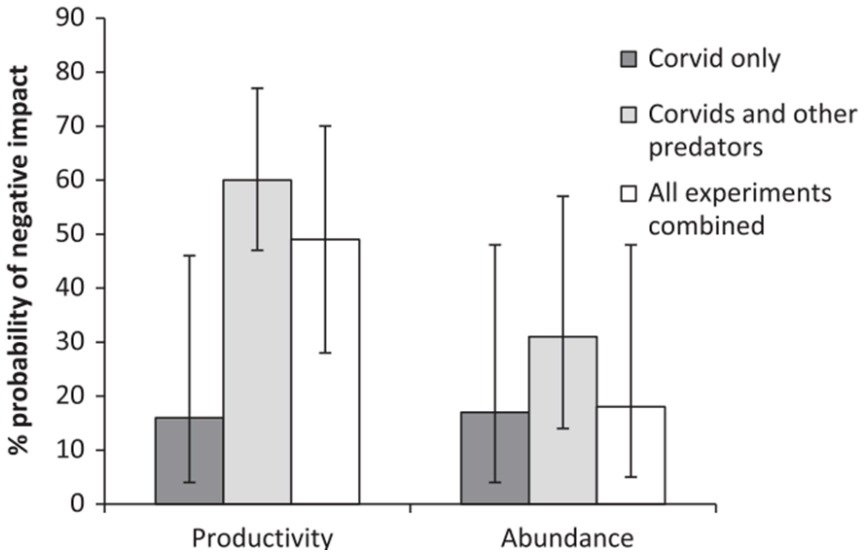
## 5.1 Inleiding

Indien er voor (letaal of niet-letaal) predatiebeheer wordt gekozen, is het essentieel om de effectiviteit en efficiëntie van mogelijke maatregelen te bepalen aangezien deze invloed hebben op het effect van predatiebeheer (Holt *et al.*, 2008).

Wanneer we spreken over effectiviteit gaat het over de mate waarin een maatregel leidt tot het bereiken van de vooropgestelde doelstelling. Afhankelijk van die doelstelling, kunnen parameters zoals toename in broedsucces, of najaars- en voorjaarsstand van de prooisoort een inzicht geven in de effectiviteit van een maatregel. Doelstellingen kunnen variëren van soortbeschermingsdoelstellingen (verhogen voorjaarsstand), tot het verhogen van oogstbaar afschot (verhogen najaarsstand). Het correct identificeren van het niveau van de doelstelling is essentieel (Casaer & Huysentruyt, 2017; Starfield, 1997) (zie verder onder 5.3). De effectiviteit is van belang bij de keuze om een bepaalde maatregel toe te passen. Het toepassen van een niet-effectieve maatregel kan immers leiden tot het niet bereiken van de vooropgestelde doelstelling. Al is de effectiviteit niet de enige factor die in rekening moet worden gebracht bij de selectie van maatregelen. Zo zijn aan sommige verboden doch effectieve maatregelen ontoelaatbare aspecten verbonden; bv. aan stroppen, of gif, die voor redenen van dierenwelzijn worden geweerd ten voordele van minder effectieve maatregelen.

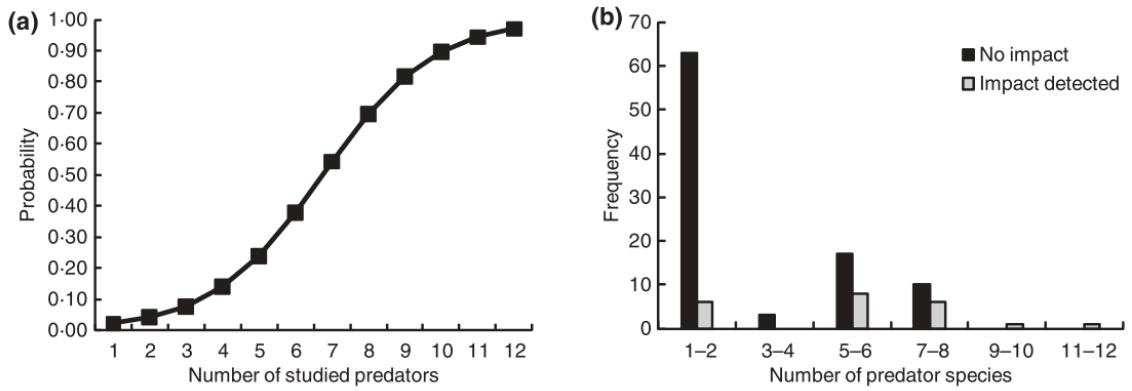
Efficiëntie gaat over de inspanning die geleverd wordt om een maatregel uit te voeren. Parameters zoals tijdsinspanning en kosten geven hier meer informatie over. Onderzoek is essentieel om de effectiviteit en efficiëntie van bepaalde maatregelen te bepalen en tegen elkaar af te wegen (Smith *et al.*, 2010).

Niet te verwaarlozen in de keuze om al dan niet predatorbeheersing uit te voeren, is het feit dat reeds uitgevoerde studies duidelijk maken dat de beschikbare kennis over effecten van predatorbeheersing beperkt zijn en de complexe interacties tussen verschillende predator- en prooisoorten ervoor zorgen dat de verwachte effecten van predatorbeheersing (m.a.w. de effectiviteit) moeilijk op voorhand in te schatten zijn (Van der Wal & Teunissen, 2018).




Figuur 6. Kans om een afname van productiviteit (*productivity*) en densiteit (*abundance*) van prooisoorten te vinden in experimentele predatorbeheersingstudies. De vergelijking gaat tussen de verwijdering van kraaiachtigen (donkergrijs), van kraaiachtigen en andere predatorsoorten (lichtgrijs), of de combinatie van beide type studies (wit) (Madden *et al.*, 2015).

Ook het belang van de controle op één soort in vergelijking met meerdere soorten zoals eerder besproken in 2.5 (maar zie ook verder in 7.1.2) moet in de keuze om predatorbeheersing toe te passen mee in rekening worden gebracht. Zo toont de review van Madden *et al.* (2015) aan dat experimentele studies waarbij enkel kraaiachtigen werden verwijderd, minder kans hebben om een negatieve impact op productiviteit van prooisoorten vast te stellen dan wanneer ook andere predatorsoorten worden verwijderd (Figuur 6). Ook de review van Nicoll & Norris (2010) toont aan dat de kans om een effect van predatorbeheersing te vinden groter is indien meerdere predatorsoorten worden verwijderd (Figuur 7a). Merk op dat uit Figuur 7a tevens afgeleid kan worden dat zelfs bij het beheren van meerdere predatoren de kans om het realiseren van een impact niet gegarandeerd is aangezien de kans nog steeds kleiner is dan 1. Dit blijkt ook uit Figuur 7b aangezien er ook bij predatorbeheersing van meerdere predatoren verschillende studies geen impact konden aantonen.

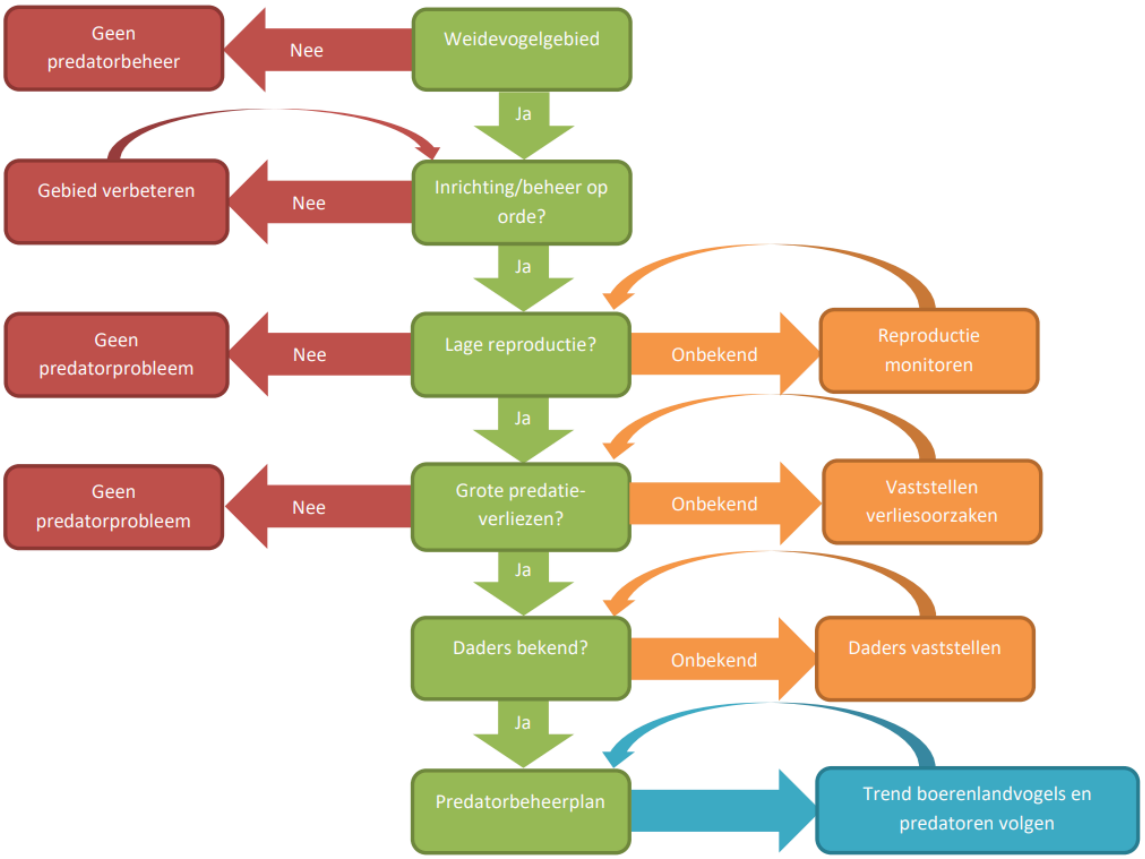



Figuur 7. (a) De relatie tussen de gemodelleerde kans om een impact van predatie op de densiteit van een prooisoort te detecteren en het aantal predatorsoorten dat mee in rekening wordt genomen en (b) een weergave van de ruwe data van de studies waarop deze kans gemodelleerd werd, waarbij de studies ingedeeld werden volgens het al dan niet detecteren van een impact en opgesplitst werden volgens het aantal predatoren betrokken bij de predatorbeheersing (uit Nicoll & Norris, 2010).

In dit hoofdstuk zal eerst een houvast worden toegelicht om een onderbouwde keuze mogelijk te maken om al dan niet predatiebeheer toe te passen, gebruik makend van een beslissingsboom ter illustratie, gestructureerde besluitvorming en adaptief beheer. Daarna zullen niet-letale en letale maatregelen worden toegelicht met de beschikbare wetenschappelijke kennis en de voor- en nadelen. Niet alle predatoren die besproken werden onder hoofdstuk 3 komen hierbij aan bod, aangezien we ons beperken tot de voornaamste predatoren van de doelsoorten.

## 5.2 Beslissingsboom om over te gaan tot predatiebeheer

De keuze om aan predatiebeheer te doen moet gebaseerd zijn op de best mogelijke beschikbare wetenschappelijke kennis: het is eerst en vooral essentieel om te onderzoeken of er effectief een impact is van predatie op prooisoorten en hoe groot deze impact is (Holt *et al.*, 2008). Met het oog op het beschermen van weidevogels werd in Nederland een beslissingsboom ontwikkeld door Van der Wal & Teunissen (2018) en later bijgesteld in Teunissen *et al.* (2020) (Figuur 8). Dit zou kunnen helpen bij het opmaken van een dergelijke beslissingsboom voor Vlaanderen. Hierbij merken we op dat deze beslissingsboom werd opgesteld enkel met het oog op het beschermen van weidevogels, waardoor de eerste stap in de beslissingsboom betrekking heeft op een administratief afgebakend gebied. Deze stap kan echter overgenomen worden naar het gebied waarover beslist zou worden.




Figuur 8. Beslissingsboom uit Teunissen *et al.* (2020) om te komen tot de beslissing om al dan niet aan predatiebeheer te doen. Merk op dat de term 'predatorbeheerplan' in de figuur overeenkomt met de term predatiebeheerplan gehanteerd in dit rapport.

In deze beslissingsboom wordt in eerste instantie bekeken of er nog voldoende weidevogels zijn, het gebied groot genoeg is en het tot doelstelling heeft om de weidevogels in dit gebied te behouden/herstellen. Daarna wordt bepaald of de habitatkwaliteit voldoende is. Hierbij wordt voedselbeschikbaarheid voor vogels, predatiekansen (van adulten, nesten en kuikens), schuilmogelijkheden, etc. bekeken. Reproductiesucces (hier gelijk aan het broedsucces) gaat zowel over het nestsucces als de overlevingskans van kuikens tot ze vliegensvlug zijn. Vervolgens wordt het aandeel van predatieverliezen bepaald en worden de specifieke predatorsoorten verantwoordelijk voor de predatieverliezen geïdentificeerd. Als alle stappen 'Ja' als antwoord hebben, kan er worden overgegaan tot de opstelling van een predatorbeheerplan. Hierbij merken we op dat wat de auteurs bedoelen met een predatorbeheerplan in dit rapport overeenkomt met een predatiebeheerplan, waarbij zowel maatregelen voor predatorbeheersing als andere maatregelen in opgenomen kunnen zijn (zie Hoofdstuk 8). De auteurs merken tevens op dat, zoals in bovenstaande hoofdstukken al enkele malen herhaald, een tijdelijke predatorbeheersing op korte termijn een positief effect zou kunnen hebben, in afwachten van biotoopverbeteringsmaatregelen op lange termijn (Roos *et al.*, 2018), wat in deze beslissingsboom dus niet in rekening wordt gebracht.

## 5.3 Gestructureerde besluitvorming, adaptief beheer en participatieve besluitvorming

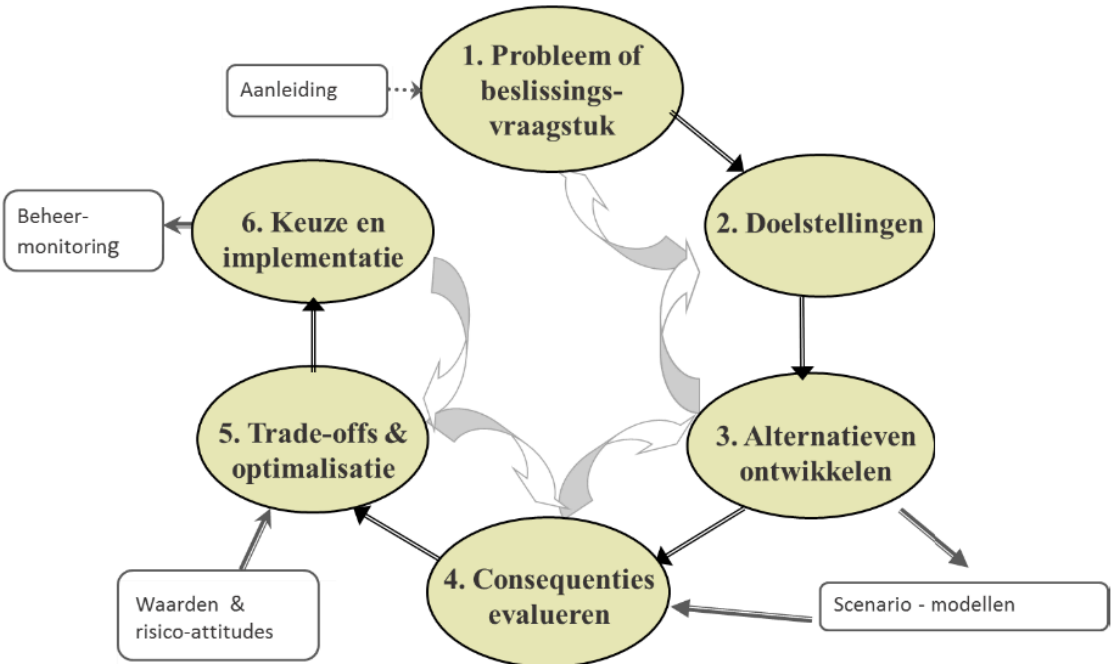
### 5.3.1 Gestructureerde besluitvorming (Structured Decision Making - SDM)

De beslissing om al dan niet predatorbeheersing of predatiebeheer uit te voeren vormt een typisch voorbeeld van modern faunabeheer zoals dit door Riley *et al.* (2002) gedefinieerd werd. Deze definieerden faunabeheer immers als:

'*... the guidance of decision-making processes and the implementation of practices to purposefully influence the interactions among and between people, wildlife and their habitats to achieve impacts valued by stakeholders*.'

Belangrijke elementen in deze definitie zijn dat het gaat over i) het doelbewust proberen te sturen van interacties ii) om impacts te bereiken iii) die de belanghebbenden belangrijk vinden. Uit de omschrijving wordt ook de driehoek waarbinnen faunabeheer zich afspeelt duidelijk. Deze omvat de interacties tussen diersoorten onderling, tussen mensen onderling, tussen biotoopelementen onderling zowel als die tussen diersoorten, mensen en biotopen. Om dit beslissingsproces op een wetenschappelijk onderbouwde en transparante manier te kunnen nemen, werkt de USFWS (US Fish and Wildlife Service) meer en meer met gestructureerde besluitvorming (SDM) (Gregory *et al.*, 2012; Runge *et al.*, 2013). Gestructureerde besluitvorming incorporeert ecologische kennis, evidence-based kennis over effectiviteit van bepaalde maatregelen en kosten, om de planning en implementatie van bepaalde maatregelen te sturen in functie van een duidelijke set van doelstellingen (Kubasiewicz *et al.*, 2016). Deze objectieve beslissingsanalyse wordt meer en meer toegepast in ecologische beheer- en behoudstoepassingen gezien zijn waarde in het incorporeren van onzekerheden en trade-offs tussen mogelijke uitkomsten (Casaer *et al.*, 2021; Casaer & Huysentruyt, 2017; Gregory *et al.*, 2012; Kubasiewicz *et al.*, 2016). Een recente toepassing hiervan in Vlaanderen is de aanpak van damhert en ree in het Drongengoed (Casaer *et al.,* 2021).

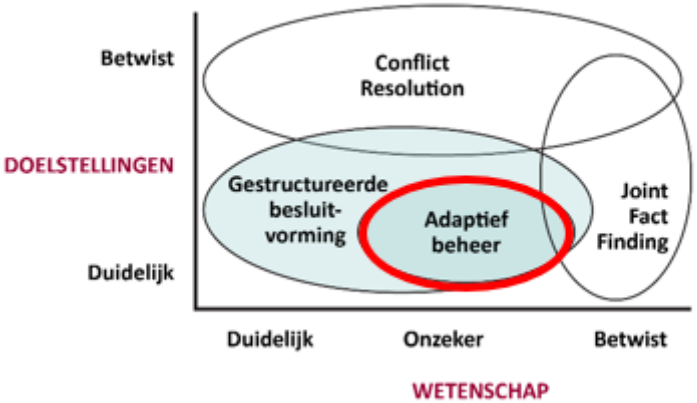
Het kader rond gestructureerde besluitvorming bestaat uit vijf stappen waaruit een beslissing en de implementatie van de beslissing volgt (Figuur 9). Vertrekkend vanuit een concrete aanleiding/vraag wordt eerst het beslissingsvraagstuk of beheerprobleem in kaart gebracht (zie 5.2), vervolgens worden alle doelstellingen opgelijst, mogelijke alternatieven in kaart gebracht, en worden de gevolgen en trade-offs geïdentificeerd. Bij elk van de stappen is het mogelijk dat de vorige stap terug in vraag wordt gesteld: indien bijvoorbeeld bij het in kaart brengen van consequenties blijkt dat er bepaalde alternatieven zijn vergeten, wordt hier een stap terug gezet (Casaer *et al.*, 2021). Stap 3 en 4 zijn technische stappen, stap 2, 5 en 6 zijn stappen waar waarden en prioriteiten aan verbonden zijn. Een lijst van mogelijke beleids- en beheerdoelstellingen in het kader van faunabeheer in Vlaanderen werden door Casaer *et al.* (2021) voorgesteld.




Figuur 9. Beslissingsproces in het kader van gestructureerde besluitvorming (naar Runge *et al.*,2013).

## 5.3.2 Adaptief beheer

Adaptief beheer is een vorm van gestructureerde besluitvorming, waarbij de kennislacunes groter zijn, en uitvoering van het beheer, in combinatie met een doorgedreven monitoring, moet toelaten de kennislacunes stap voor stap weg te werken. Tegelijkertijd laat de nieuw verworven kennis toe om de beheerkeuzes beter af te wegen (zie Figuur 10).

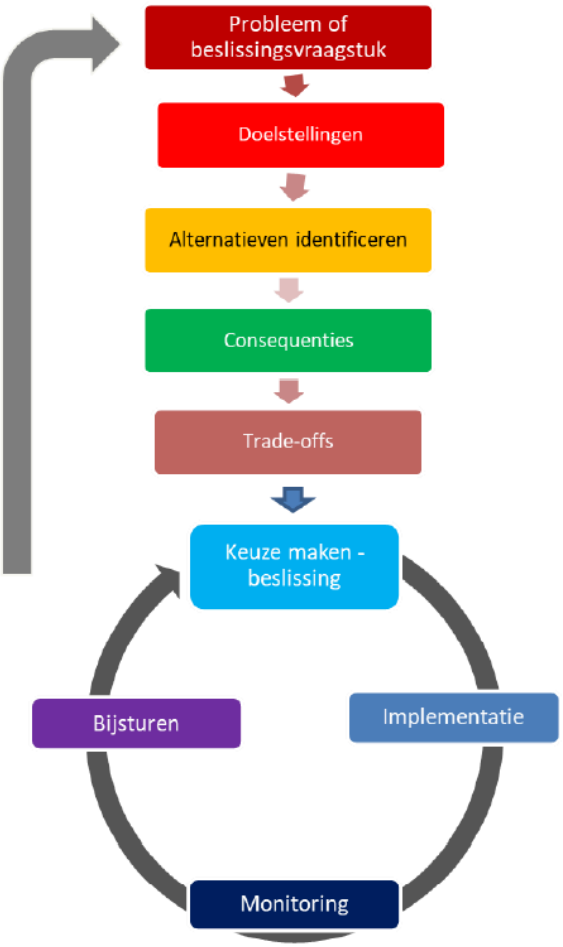



Figuur 10. Adaptief beheer als een vorm van gestructureerde besluitvorming (Krausman & Cain, 2022).


doi.org/10.21436/inbor.123364107

Monitoring vormt een essentieel deel van gestructureerde besluitvorming en staat centraal in het kader van adaptief beheer (Figuur 11) (Williams, 2009; Williams & Brown, 2016). Hierdoor kunnen onzekerheden over het functioneren van het systeem of over de waarden van bepaalde parameters verkleind of weggewerkt worden, waardoor de gevolgen van de verschillende mogelijke beheermaatregelen met grotere nauwkeurigheid berekend kunnen worden. De monitoringnoden betreffende zowel de uitvoering van de maatregelen als de directe en indirecte gevolgen ervan, worden bepaald door de gekozen beheerdoelstellingen.

In het kader van adaptief beheer wordt er vaak gewerkt met twee beheercycli. Een korte cyclus waarbij de gekozen maatregelen worden uitgevoerd, en op basis van tussentijdse evaluatie ervan eventueel worden bijgestuurd. Een langere cyclus waarbij de beheerdoelstellingen en opties opnieuw geëvalueerd worden.




Figuur 11. Beslissingsproces met dubbele lus om tot adaptief beheer te komen (naar Williams, 2009).

Een mooi uitgewerkt voorbeeld van de toepassing van SDM en adaptief beheer in het kader van het afwegen van het beheren van een inheemse predator in functie van het beheer van een andere inheemse soort wordt gegeven door Martin *et al.* (2010). Zij bekeken de mogelijke opties in het

kader van het beheren van wasberen in functie van het beschermen van Amerikaanse bonte scholekster, waarbij een zo laag mogelijk aantal wasberen moest worden verwijderd om de scholeksters te laten overleven maar tegelijkertijd ook het voortbestaan van de wasberen te garanderen.

Runge *et al*. (2020) onderscheiden zes belangrijke stappen voor het succesvol toepassen van SDM en adaptief beheer:

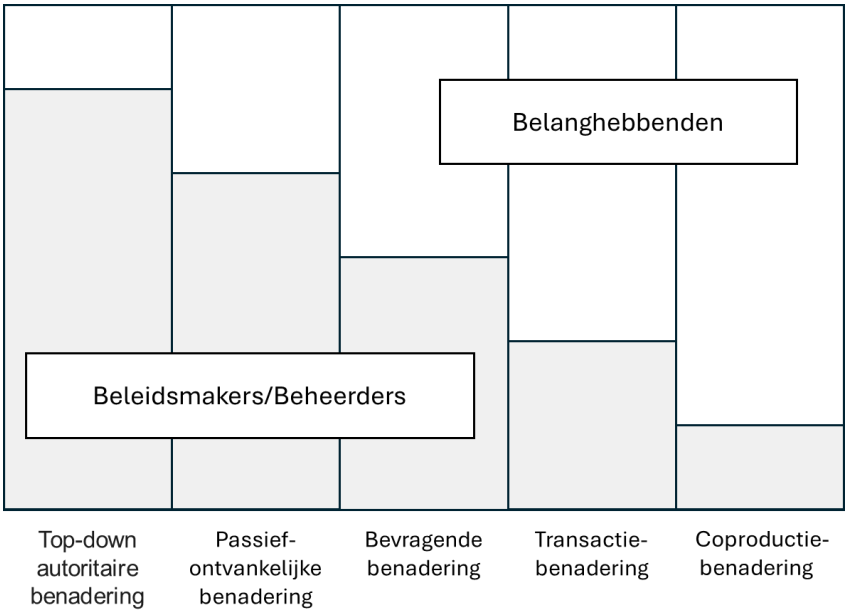
1) Identificeren van de beslissingsnemer.
2) Identificeren van de stakeholders of belanghebbenden (iedereen die betrokken is bij of geraakt wordt door de beslissing) en de belangrijkste technische experts en facilitatoren. Hierbij volgen we de methode voor stakeholderanalyse beschreven door (Novoa *et al.*, 2018).
3) De wettelijke bepalingen en bestaande kaders in kaart brengen.
4) De structuur/aard van de beslissing in kaart brengen:
    a. Tegen wanneer / herhalingen in de tijd van de beslissing
    b. De schaal (voor hoe lang en ruimtelijke afbakening)
    c. Set van doelstellingen (toch zeker eerste aanzet)
    d. Mogelijke acties/beheermaatregelen
    e. Beperkingen (effectieve en gepercipieerde)
    f. Onzekerheden
5) Kijken welke analysetechnieken we kunnen hanteren.
6) De vorige vijf stappen herhalen.

Ook in het kader van beslissingen rond predatiebeheer zal het in bepaalde gevallen belangrijk zijn om voldoende tijd te nemen voor de eerste drie stappen, zowel als het bepalen van de ruimtelijke schaal waarvoor een beslissing genomen moet worden, en duidelijke afspraken te maken over de periode waarvoor de beslissing van kracht is.

### 5.3.3 Participatieve besluitvorming

De mate waarin beslissingen rond faunabeheer participatief moeten gebeuren en hoe dit dan moet, vormt een bijkomende uitdaging voor beleidsmakers en beheerders. Hierbij spelen niet alleen technische issues, maar ook de maatschappelijke aanvaardbaarheid van maatregelen en het management van conflicten tussen belangengroepen in de maatschappij over het beheer van soorten een rol (Chase *et al.*, 2002). Eklund *et al.* (2020) geven aan dat het opleggen of uitvoeren van maatregelen die niet gesteund worden door de belanghebbenden het risico met zich meebrengt dat het conflict tussen de belanghebbenden onderling, maar ook met de beleidsmakers of beheerders, nog vergroten. Decker & Chase (1997) bespreken een gradatie in het betrekken van belanghebbenden in de besluitvorming die gaat van (zo goed als) niet betrekken (top-down autoritaire benadering) tot (zo goed als) geen inmenging van de beleidsmakers of beheerders (coproductie-benadering)) (zie Figuur 12). De rol of betrokkenheid die belanghebbenden krijgen

toebedeeld bij de finale besluitvorming kan dus sterk variëren bij een participatief proces en dit wordt best ook bij aanvang aan de belanghebbenden verduidelijkt.

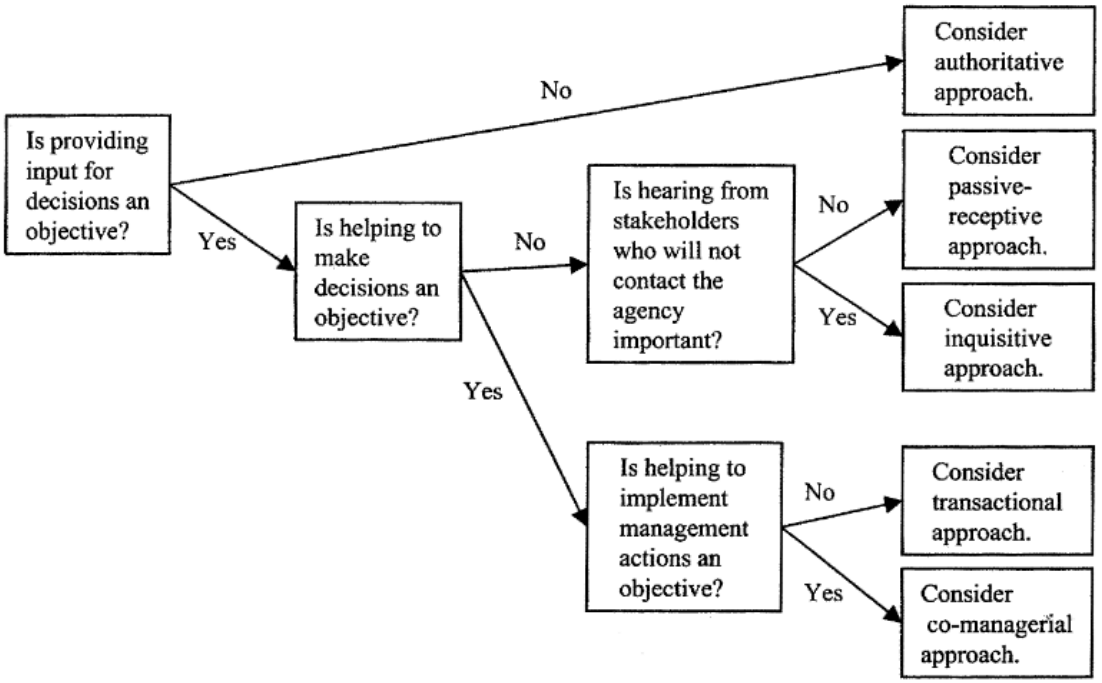



Figuur 12: Range van de mate van betrokkenheid van de belanghebbenden door de beleidsmakers of beheerders bij de besluitvorming (naar Decker & Chase, 1997).

Om te beslissen in welke mate het betrekken van belanghebbenden op het terrein vorm zal krijgen, geven de auteurs een vierstappenplan en een beslissingsboom weer. Het stappenplan omvat volgende stappen:

- in kaart brengen van de situatie/beheervraagstuk om een beter zicht op de concrete situatie te krijgen
- het doel van het betrekken van de belanghebbenden in de beslissing zuiver krijgen en benoemen (transparant maken). Hierbij worden verschillende mogelijke doelen afgelijnd:
    - een algemene verbetering van het klimaat/verstandhouding tussen overheid/beheerder en belangengroepen verwezenlijken. Veelal zullen deze groepen beslissingen (ook al liggen ze niet in lijn met de eigen doelstellingen) beter aanvaarden of minder aanvechten indien ze vanaf het begin betrokken werden in het proces
    - input vragen voor het nemen van de beslissing
    - de belanghebben mee laten beslissen
    - de belanghebbenden mee betrekken in het beheer ofwel een situatie waar de belanghebbenden in de feiten een deel van het beheer al uitvoeren
- het bepalen van de aanpak die gevolgd zal worden
- de concrete tools hiervoor uitkiezen

De beslissingsboom ziet er dan als volgt uit (Figuur 13).




Figuur 13. Beslissingsboom om de mate van betrokkenheid van de belanghebbenden bij de besluitvorming door de overheid te bepalen (Chase *et al.*, 2002).

### 5.3.4 Scheiden van de inbreng van wetenschappelijke kennis, expertise, de inzet van beslissingstools en de inbreng van waardenkeuzes

In een beslissingsproces moeten wetenschappelijke kennis enerzijds en persoonlijke meningen en waardekeuzes anderzijds goed van elkaar gescheiden worden. Als dat niet gebeurt, kunnen feiten en kennis zich mengen met persoonlijke overtuigingen en waarden.

Door gebruik te maken van gestructureerde besluitvorming worden deze twee zaken uit elkaar gehouden. De stappen met de probleemstelling, het vastleggen van de doelen en welke keuzes er uiteindelijk gemaakt worden, zijn waardegebonden stappen.

Wetenschappelijke en technische kennis is nodig voor het gebruiken van hulpmiddelen om keuzes te maken, de mogelijke maatregelen in kaart te brengen, voor het voorspellen van de gevolgen van beslissingen en de trade-offs duidelijk te maken. Wetenschappelijke kennis is daarnaast ook nodig om onzekerheden en kennislacunes te bepalen, en om te begrijpen hoeveel invloed die onzekerheden kunnen hebben en hoe ze de keuzes kunnen veranderen.

Dit inhoudelijk verschil tussen de stappen helpt ook om te bepalen wie welke taak heeft in het proces: de overheid, de beheerder, de betrokkenen, wetenschappers of experts.

## 5.4 Niet-letale en preventieve maatregelen

Ethische en praktische overwegingen bij letale maatregelen kunnen leiden tot het prefereren van alternatieve niet-letale maatregelen (zie ook 5.5.1) (Smith *et al.*, 2010). Hier bespreken we de mogelijke niet-letale en preventieve maatregelen die ingezet zouden kunnen worden in het kader van predatiebeheer.

### 5.4.1 Biotoopbeheer

Biotoopverbetering, in functie van de noden van de doelsoorten, is een belangrijke en vooral duurzame sleutel om een landschap voor een bepaalde prooisoort predatiebestendiger te maken. Dit kan door het landschap minder geschikt te maken voor de minst gewenste predator(en) of door extra dekking dan wel open zicht aan te bieden aan de prooisoorten, waardoor het vangen van een prooi moeilijker wordt. Bovendien kan het landschap dan in meer functionele habitatvereisten voorzien voor de prooisoort, die op die manier een beter broed- en overlevingssucces kan bereiken (Bertholdt *et al.*, 2017; Roos *et al.*, 2018).

Het begrijpen van hoe predatoren een landschap gebruiken en waar het predatierisico het grootste is, kan inzicht geven in hoe de biotoopkwaliteit te verbeteren valt (Laux *et al.*, 2022; Roos *et al.*, 2018; Tillmann 2009; Wilson *et al.*, 1997).

Wanneer habitatmaatregelen geïsoleerd toegepast worden en de betreffende percelen hierbij als enige schuilplaats dienen in de omgeving, kan dit de belangstelling van predatoren wekken en zo de kans op predatie vergroten (‘ecologische val’). Het voorzien van voldoende aantal en oppervlakte aan geschikt broedterrein, verspreid over een groter gebied, kan de detectiekans van de nesten daarentegen verminderen en de aanleg van nesten in predatiegevoelig minder geschikt habitat doen afnemen. Ook de aanleg van habitatmaatregelen in blokvorm, in plaats van in lineaire elementen, kan het effect van een ecologische val verminderen (o.a. Bro *et al.,* 2004). De ruimtelijke voorwaarden (oppervlakte en ligging) variëren per soort (zie bijvoorbeeld 8.2 voor patrijs).

Biotoopbeheer in het algemeen is maatwerk in functie van de betrokken soorten, het landschap en de beschikbare beleidsinstrumenten. In dit rapport kunnen niet alle mogelijkheden opgesomd worden. We verwijzen hiervoor bijvoorbeeld naar Dochy & Hens (2005) en Van Gossum *et al.* (2024). Voorbeelden van biotoopverbeterende maatregelen zijn:

- extra dekking voorzien onder de vorm van vegetatiestroken, mantelzomen, extra hagen of struwelen, niet of later gemaaide stroken of vlakken, …
- (micro)structuurrijk gebied behouden of creëren: stroken of vlakken moeten breed en talrijk genoeg zijn om de kans op het vinden van nesten door grondpredatoren te verminderen Voorbeeld voor patrijs: minstens 20 m brede en 0,3 ha grote braakpercelen (Sotherton, 1998) en hoe meer randen van bloemblokken hoe minder predatie (Laux *et al.*, 2024), voor

weidevogels is een grote variatie aan microstructuur van het grasland van belang (Teunissen *et al*., 2020).

- Het beperken van hoge bomen in belangrijke broedgebieden voor weide- en akkervogels kan helpen om zowel uitkijkposten als broedgelegenheid voor kraaiachtigen en roofvogels te verminderen (Oosterveld, 2011). Deze maatregel is relevant wanneer onvoldoende dekking voor de doelsoorten aanwezig is.
- voor weidevogels en akkervogels van open landschappen: creëer extra openheid door het verwijderen van opgaande structuren zoals bomen, struiken, gebouwen, palen …
- voor akkervogels die gebonden zijn aan struiken: verzorg de bestaande oude kleine landschapselementen en plant nieuwe aan; doornstruweel (bv. meidoorn, sleedoorn, hondsroos, braam) is veiliger voor zangvogels dan doornloos struweel (bv. vlier, rode kornoelje, hazelaar).
- het grondwaterpeil verhogen in weidevogelgebied zodat grondpredatoren geen schuilplaats meer kunnen graven.
- de bodemkwaliteit van graslanden en akkers verbeteren zodat er meer bodemleven komt.
- het gebruik van pesticiden verminderen (bv. door brede spuitvrije stroken) of lokaal stopzetten om insectenpopulaties, wilde akkerflora en bodemleven (o.a. bodemschimmels) te laten herstellen.
- het voedselaanbod aan insecten en zaden verhogen door geschikte vegetaties te voorzien (inzaai) of het beheer aan te passen (niet bemesten, geen pesticiden, bepaald maairegime, …).
- vermijd het creëren van een ‘ecologische val’: verspreid maatregelen over het hele gebied en maak ze elk groot genoeg waardoor nesten afdoende verstopt kunnen worden (bv. voor patrijs, zie Laux *et al.,* 2024).
- een onrechtstreekse habitatmaatregel is het aanpassen van de aard en timing van landbouwwerkzaamheden aan kwetsbare periodes of locaties voor grondbroeders.
- kraaiachtigen kunnen worden gehinderd door de vegetatie >30 cm hoog te houden zodat dekking wordt geboden en het foerageren op de grond wordt bemoeilijkt (Bravo *et al.*, 2022). Er dient wel op gelet dat de habitatkwaliteit voor de doelsoorten goed genoeg blijft (grasland mag onderaan niet te dicht worden).
- besteed aandacht aan de kwaliteit van het uitgevoerde beheer. Al te veel ingezaaide wintervoedselpercelen of gras-kruidenmengsels worden te laat gezaaid of op de verkeerde locatie (te veel schaduw, te nat, langs drukke weg …) en mislukken of krijgen geen vogelbezoek.
- besteed aandacht aan ‘kleine terreinelementen’: zang- en uitkijkposten, rustige plek om een stofbad te nemen, onverharde wegen behouden, hier en daar een dichte struik … (Dochy, 2018b).
- organiseer minder verstoring in het gebied, bv. door recreatie of werkzaamheden, zodat broedvogels minder vaak hun legsel of kuikens verlaten waardoor die meer opvallen voor (lucht)predatoren.

De maatwerkaanpak voor een gebied dient eerst per doelsoort in kaart te brengen wat de ecologische vereisten zijn voor voedsel (zomer, winter, adulten, kuikens), dekking (adulten, nesten, kuikens, zomer, winter) en toegankelijkheid van de nodige vegetaties (is de vegetatie 'doorwandelbaar' voor de soort: niet te hoog of te dicht? Bevinden voedsel en dekking zich dicht bij elkaar? Is het landschap open of gesloten genoeg?). In dit rapport gaan we niet dieper in op de verschillende habitatmaatregelen, hun randvoorwaarden en de nodige oppervlaktes. Hiervoor verwijzen we naar Van Gossum *et al.* (2024).

### 5.4.2 Alternatief voedsel aanbieden ('Diversionary feeding')

Het aanbieden van alternatief voedsel in de context van predatiebeheer is een maatregel waarbij de predatorsoort een alternatieve voedselbron wordt aangereikt om predatie van bepaalde prooisoorten te vermijden. Dit wordt bijvoorbeeld toegepast in situaties waarbij er predatie is van een groot aantal predatoren, nabij een specifieke prooi-kolonie of waar nesten van prooisoorten moeilijk te lokaliseren zijn (Mason *et al.*, 2021).

Een grootschalige studie in Schotland onderzocht diversionary feeding als een alternatief voor letale predatorbeheersing om nesten van korhoenders te beschermen (Bamber *et al.*, 2024). Deze studie, aan de hand van artificiële nesten, bleek effectief in het verminderen van nestpredatie door boommarters: door alternatieve voedselbronnen te verschaffen, nam de predatie op nesten af, wat bijdroeg aan het verhogen van de overlevingskans van kuikens. Echter, de effectiviteit varieerde afhankelijk van de locatie en de betrokken predatorsoorten. Zo was het effect minder duidelijk bij das (Bamber *et al.*, 2024).

Een vijfjarige studie in Engeland richtte zich op predatie door rode wouwen op kuikens van kieviten (Mason *et al.*, 2021). Door diversionary feeding (voederstations) gedurende het broedseizoen aan te bieden, verminderde de predatie door wouwen significant. Dit leidde tot een verdubbeling van het jaarlijkse broedsucces van de kieviten, wat voldoende was om het herstel van de populatie te ondersteunen. Hoewel andere predatoren ook werden aangetrokken door de voederstations, werd er geen negatieve invloed gevonden op het broedsucces (Mason *et al.*, 2021).

Hoewel nog weinig toegepast, toont literatuur momenteel aan dat deze maatregel tijdrovend is, dat deze methode niet altijd leidt tot hogere doelsoortaantallen en dat het soms moeilijk is om aan te tonen of de methode effectief werkt (Gibbons, 2007; Kubasiewicz *et al.*, 2016). Zo zijn er bezorgdheden dat diversionary feeding in sommige situaties net kan leiden tot een toename van predatoraantallen, wat paradoxaal genoeg de predatiedruk kan verhogen in plaats van te verlagen (al kon dit nog niet worden aangetoond (Bamber *et al.*, 2024; Tobajas *et al.*, 2022). Ook kunnen predatorsoorten aangetrokken worden door voedsel dat oorspronkelijk bedoeld was als afleiding, wat hun dichtheid in het gebied verhoogt. Dit kan leiden tot complexere interacties binnen predatorgemeenschappen, mogelijk met negatieve gevolgen voor kwetsbare prooisoorten (Bamber *et al.*, 2024; Laidlaw *et al.*, 2021).

Diversionary feeding hoeft niet noodzakelijk met eendagskuikens of ander kunstmatig aangereikt voedsel te zijn. Het zou ook kunnen door biotoop te voorzien met bv. extra woelmuizen of bodemongewervelden als alternatieve voedselbron.

In periodes met een laag alternatief voedselaanbod, bv. een daljaar in de muizenstand, is het mogelijk dat de aanwezige generalistische predatoren meer naar nesten gaan zoeken (Korpimäki *et al.*, 1991; Parish, 2021; Regehr & Montevecchi, 1997).

Deze resultaten benadrukken dat diversionary feeding zorgvuldig moet worden toegepast (lees: goed moet worden voorbereid en opgevolgd), met aandacht voor mogelijke onbedoelde gevolgen. Diversionary feeding kan effectief zijn als predatoren alternatieve voedselbronnen verkiezen boven kwetsbare prooisoorten. Het succes hangt echter af van de specifieke predator-prooiverhoudingen, landschapskenmerken en consistentie van de uitvoering. Langetermijneffecten en mogelijke ongewenste bijwerkingen, zoals aantrekking van extra predatoren, moeten blijvend worden geëvalueerd.

### 5.4.3 Negatieve conditionering

Negatieve conditionering wordt bij predatoren voornamelijk als maatregel gebruikt om een aversie te krijgen van bepaalde smaken doordat er een negatief effect wordt gecreëerd door bijvoorbeeld chemische stoffen toe te voegen wat zorgt voor misselijkheid, overgeven, etc. om zo predatie van eieren en vogels te vermijden (Tobajas *et al.*, 2020). Dit kan tot stand worden gebracht door bijvoorbeeld het gebruik van artificiële eieren met chemische bestanddelen die zorgen voor een onaangename smaak.

In de studie van Tobajas *et al.* (2020) werd predatie door vossen met 26,8-50,1% verminderd in artificiële nesten van rode patrijs waarin de eieren werden behandeld met Thiram (een antiparasitair middel). Hoewel andere predatoren dit gedeeltelijk compenseerden, steeg de productiviteit en dichtheid van patrijzen aanzienlijk in gebieden met de negatieve conditionering (productiviteit tot 677%, dichtheid tot 292%). Dit toont aan dat negatieve conditionering potentieel een effectieve en niet-dodelijke strategie kan zijn om populaties van grondbroedende vogels te beschermen. Ook bij deze maatregel zijn er echter geen eenduidige resultaten in experimentele toepassingen: vaak is negatieve conditionering slechts voor een beperkte periode effectief, en kan het enkel op kleine schaal worden toegepast (Ainsworth *et al.*, 2016; Kubasiewicz *et al.*, 2016). Aangezien de negatieve aversie door elk individu aangeleerd moet worden, dient deze maatregel telkens herhaald te worden zodat ook nieuwe dieren (zowel jongen als immigranten) hiermee vertrouwd raken. Daarnaast kan er zich een handhavingsprobleem stellen, aangezien het op terrein niet mogelijk is om na te gaan met welke stoffen de eieren behandeld zouden zijn (bijvoorbeeld een dodelijk gif).

Ook het gebruik van elektrische omheiningen (zie 5.4.4 en 5.4.5) kan (tijdelijk) leiden tot negatieve conditionering: door elektrische schokken bij het proberen binnendringen van de omheining leren de predatoren deze omheinde gebieden te mijden (Malpas *et al.*, 2013; Poole, 2002).

Al bij al is negatieve conditionering geen maatregel om volledig op te vertrouwen.

### 5.4.4 Predatorwerende omheining

De installatie van een predatorwerende omheining kan ervoor zorgen dat grondpredatoren niet tot nesten van grondbroedende kolonie-, akker- en weidevogels geraken. Dit houdt, zoals in Vlaanderen toegepast, het ingraven van dassendraad in tot minstens 20 centimeter diep, zowel verticaal als horizontaal. Bovengronds komt nog een meter dassendraad, verhoogd met ursusdraad tot 1.60 meter. Langs de buitenkant komen dan 2 à 4 gladde stroomdraden. De stroom wordt jaarrond aangehouden. Dit is een dure en vrij intensief te onderhouden maatregel maar wel één die zijn vruchten afwerpt. Verschillende studies hebben aangetoond dat goed ontworpen predatorwerende omheiningen het broedsucces verhogen, productiviteit verhogen en populaties doen toenemen van grondbroedende akker- en weidevogels (Figuur 7) (Ainsworth *et al.*, 2016; Jackson, 2001; Malpas *et al.*, 2013). Dit is een van de meest toegepaste niet-letale maatregelen bij weidevogels om predatie te verminderen (Smith *et al.*, 2010).

Door een grondpredator zoals vos uit een gebied te houden, keert ook de ‘rust’ weer zodat deze soorten daar weer veilig kunnen gaan broeden. De predatiemijding speelt hier niet meer. Hiervoor is het wel essentieel om eerst alle predatoren binnen de predatorwerende omheining te verwijderen. Deze maatregel kan dus een gebied met clusters van nesten of kolonies beschermen door een fysieke barrière te vormen voor predatoren. Zoals hierboven geschetst kan het ook extra broedvogels gaan aantrekken omdat deze broedvogels juist clusteren in veilige omgeving, m.a.w. gebieden waar door de geringe aanwezigheid van predatoren al hogere dichtheden van soortgenoten voorkomen.

De resultaten kunnen significant gunstig zijn zoals in een Nederlandse studie uit 2018 waar vier gebieden werden vergeleken met telkens een controlegebied en een uitgerasterd gebied en naast deze vier één gebied met afschot van vos (Teunissen *et al*., 2020). De predatieverliezen van nesten in de controlegebieden waren het grootst met 78%, maar het gebied met afschot van de vos verschilde daar niet heel veel van met 63%, terwijl de uitgerasterde gebieden met 7% nauwelijks met predatieverliezen te maken hadden. In Vlaanderen worden deze omheiningen momenteel gebruikt in Zeebrugge om vossen te weren uit geschikte broedgebieden van meeuwen, met wisselend succes doordat sommige vossen de omheining alsnog weten te omzeilen (Stienen *et al.*, 2017). Op Linkeroever is anno 2024 zo’n 450 ha weidevogelgebied omrasterd met significante positieve resultaten. Niet alleen stegen de aantallen van weidevogels weer tot die van de piekjaren binnen deze elektrische rasters (periode 2010-2012), ook kolonievogels (kokmeeuw, zwartkopmeeuw, kluut, lepelaar, … ) broeden nu weer op heel wat plaatsen die ze al jaren geleden verlieten (Beheercommissie Natuur Linker Schelde Oever, 2023; Spanoghe, 2020).

Een mogelijke limitatie van deze maatregel is dat het een grote installatiekost met zich meebrengt en dat omheiningen blijvend onderhoud nodig hebben zodat predatoren deze niet kunnen binnendringen via gaten of bij wegvallen van elektriciteit (bij elektrische omheiningen en

onvoldoende negatieve conditionering). Enkel op voorwaarde van een intensieve opvolging is deze maatregel een duurzame oplossing (Jackson, 2001). Deze maatregel is ook enkel nuttig/haalbaar op beperkte oppervlakte: voor koloniebroeders of voor (kernen van) weidevogelgebieden met hoge dichtheden.

Deze maatregel is ook enkel effectief tegen de grotere grondpredatoren (zoogdieren), niet tegen roofvogels en kraaiachtigen (Ainsworth *et al.*, 2016). Ook moet vooral bij vossen of wasberen rekening worden gehouden met hun vaardigheden: ze kunnen klimmen, springen, graven en door kleine gaten kruipen (Van der Wal & Teunissen, 2018). Een permanente controle op de toestand van de omheining en het monitoren van de eventuele aanwezigheid van ongewenste predatoren in de rasters is dus noodzakelijk, en moet in de werkplanning worden voorzien. Wanneer die opvolging wordt verwaarloosd, ontstaat het tegenovergestelde, een ecologische val: de tijdelijke veiligheid trekt veel broedvogels aan, die uiteindelijk toch worden gepredeerd als een predator op zeker moment binnen de omheining geraakt en er niet tijdig (hooguit enkele dagen) wordt uit verwijderd. Daarnaast speelt ook het feit dat door het uitsluiten van grote zoogdieren zoals vos, de rol van kleinere zoogdieren, zoals marterachtigen, kan vergroten (Teunissen *et al.,* 2020). De grotere aantallen weide- of kolonievogels zullen in principe beter in staat zijn om luchtpredatoren weg te jagen, zodat voor die predatoren geen ecologische val ontstaat.

Tot slot dient er wel opgemerkt te worden dat afrasteringen leiden tot een extra versnippering van het landschap, wat negatieve gevolgen kan hebben op de connectiviteit van soorten waarvoor afrasteringen een barrière zijn.

### 5.4.5 Individuele nestbescherming met kooien of elektrische rasters

Beschermingskooien rondom individuele nesten kunnen zorgen dat predatoren niet aan de eieren of jongen in het nest kunnen en dat zo het broedsucces wordt verhoogd. Onderzoek toont aan dat dit kan leiden tot een toename in productiviteit en een lokale toename van de populatie van kleine plevier (Gulickx & Kemp, 2007). Het elektrisch uitrasteren van nesten van wulp wordt tegenwoordig veel toegepast in Europa. Dit zorgt lokaal voor een significante toename van het nestsucces (Ottens *et al.*, 2021). Het resultaat van de Vlaamse bescherming van tientallen nesten van wulp de laatste 5 jaar was met een toename van het nestsucces met vele tientallen procenten gelijkaardig (Nijs *et al.*, 2024).

Aangezien individuele nesten moeten beschermd worden die eerst gelokaliseerd moeten worden, is dit een arbeidsintensieve maatregel (nesten lokaliseren, toestemming krijgen van de landgebruiker, tijdig terug weghalen, … ) die daarom eerder op kleine schaal inzetbaar is. Een ander nadeel van deze methode is dat deze maatregel enkel de eieren beschermt en niet de kuikens bij nestvliedende vogels (Smith *et al.*, 2011). Het voordeel is dan weer dat deze kooien/rasters enkel in de broedperiode geplaatst dienen te worden (Doherty & Ritchie, 2017).

## 5.4.6 Chemische camouflage

Chemische camouflage doelt op het verspreiden van een prooi-gerelateerde geur in een gebied. Het doel is de habituatie van predatoren doordat de dieren leren dat er geen beloning (de effectieve prooi) gelinkt is aan de geur, of de zoektijd om voedsel te vergroten doordat de geur de predatoren afleidt van effectieve prooi-locaties. Deze methode werd uitgetest in Finland voor vos en wasbeerhond in 18 studiegebieden om predatie op watervogels te verminderen a.h.v een mengeling van eendenvet, olie van de eendenstuitklier en een commercieel watervogel-geurextract wat gebruikt wordt voor het trainen van honden (Selonen *et al.*, 2022) (in sommige studiegebieden werd ook negatieve conditionering toegepast (zie 5.4.3)). De studie vond een lagere predatie op artificiële nesten van watervogels door vossen, er was geen effect bij wasbeerhond bij de toepassing van chemische camouflage. Dit effect was ook meer uitgesproken bij chemische camouflage in vergelijking met negatieve conditionering. Ook was duidelijk dat de activiteit van predatoren ongewijzigd bleef, wat suggereert dat het foerageergedrag effectief werd beïnvloed en predatoren minder makkelijk nesten konden lokaliseren. Het positieve effect van chemische camouflage werd ook gevonden bij een onderzoek naar predatie van zwarte ratten op Japanse kwartel in Australië bij een introductieproject (Price & Banks, 2012) en bij predatie van invasieve predatoren zoals fret, huiskat en egel op steltlopers in Nieuw-Zeeland (Norbury *et al.*, 2021).

Ondanks bovenstaande positieve resultaten besluit Gautschi *et al.* (2024) echter dat er actueel onvoldoende bewijs is om te concluderen dat het gebruik van afschrikmiddelen zoals chemische camouflage ingezet kan worden als betrouwbare methode voor nestbescherming. Ze wijzen hierbij ook op het feit dat de effectiviteit van deze aanpak sterk contextafhankelijk kan zijn.

## 5.4.7 Beperken van antropogene voedselbronnen

Generalistische predatoren zoals kraaiachtigen en vos maken gretig gebruik van antropogene voedselbronnen in de vorm van afval, oogstresten of verkeersslachtoffers. Het inperken van zulke voedselbronnen kan een effect hebben op de lokale aanwezigheid van deze predatoren (Preininger *et al.*, 2019). Zo zorgde een wijziging in het afvalbeleid in Berlijn ervoor dat toegang tot vuilnis voor kraaiachtigen beperkt werd waardoor aantallen van zwarte kraai, roek en kauw afnamen (Loetzke & Stork, 2011). In de stedelijke omgeving van Parijs zorgde een afname van menselijke voedselbronnen tijdens de COVID-19 lockdown periode ook voor een toename in sterfte van juveniele zwarte kraaien (Lequitte-Charransol *et al.*, 2024). Ook voor andere generalistische predatoren zoals vos tonen studies aan dat de aanwezigheid van antropogene voedselbronnen de predatorpopulaties ondersteunt, en zo eventuele predatorbeheersing ondermijnt (Williams *et al.*, 2024). Belangrijk hierbij is het zogeheten “spill-over” effect dat ervoor zorgt dat de positieve impact van voedselbronnen op de aanwezigheid van kraaiachtigen zich verder kan uitstrekken dan enkel het lokale, stedelijke gebied. Dit benadrukt de noodzaak van een regionale aanpak om te voorkomen dat grootschalige voedselbronnen de effectiviteit van lokale maatregelen teniet doen (Peery & Henry, 2010). In de Vlaamse context kan mogelijks een gelijkaardig effect bereikt worden op het platteland

door het afdichten van voedersilo's en het vermijden van maisresten in kolven van korrelmaïs, die na het dorsen terug op de stoppel terechtkomen, hoewel die laatste voedselbron ook veel van de doelsoorten door de winter helpt (patrijs, veldleeuwerik, gorzen, vinkachtigen) (pers. obs. INBO-onderzoekers).

Ook voor de bruine rat is een preventieve aanpak aangewezen, waarbij voedselbronnen worden beperkt en nestgelegenheid wordt weggenomen. Een omgeving zonder deze voorzieningen is onaantrekkelijk voor ratten, waardoor ze niet of slechts in kleine aantallen aanwezig zijn, en nadelige effecten op grondbroedende vogels voorkomen worden. Bepaalde plaatsen hebben een verhoogde aantrekkingskracht op ratten zoals bijvoorbeeld graangewassen en voedertonnen voor kleinwild (vb. Saad *et al.*, 2021). Het is onmogelijk om preventieve maatregelen te nemen in de buurt van een aantrekkelijk gewas, gezien dit gewas nu net de reden is waarom de ratten zich daar zullen schuilhouden. Voor voedertonnen ligt dit anders. Onderzoek naar richtlijnen voor een goed beheer van voedertonnen tonen een duidelijke vermindering in het gebruik van deze voedertonnen door ratten (Sánchez-García *et al.*, 2015). Deze richtlijnen omvatten tevens het ontwerp van de voederton, waarbij een speciale gladde graanverdeler onderaan de voederton de beschikbaarheid van voedsel voor ratten beperkt (Petersen *et al.*, 2023).

Veel predatoren zijn in meer of mindere mate aaseters, in het bijzonder vos, zwarte kraai, ekster en buizerd. Het verminderen van de hoeveelheid aas van dieren die niet op een natuurlijke manier om het leven zijn gekomen, zorgt voor een jaarrond lager voedselaanbod voor de aaseter. Twee alomtegenwoordige antropogene sterfte-oorzaken zijn verkeersslachtoffers en aanvaringsslachtoffers van hoogspanningsleidingen. De aanpak kan als volgt zijn:

- het verlagen van het aantal verkeersslachtoffers door zwarte punten in kaart te brengen en die aan te pakken met bv. een snelheidsverlaging, ecoduct, ecotunnel, afweersignalen voor dieren of landschappelijke inrichting (lijnvormige structuren niet direct en dwars laten aantakken aan de weg) (Vlaamse Overheid, s.d.).
- het sterk verlagen van aanvaringen van vogels met hoogspanningsleidingen kan (relatief) eenvoudig door ‘vogelkrullen’ aan te brengen. Tellingen onder leidingtrajecten in een gebied met veel vogelbewegingen wezen uit dat in het vogelrijke gebied van de IJzervallei (met veel broedende weide- en akkervogels) op die manier 78-95% reductie van slachtoffers optrad (Verbelen & Swinnen, 2018). Omdat ze zo effectief zijn, kunnen die vogelkrullen best uitgebreid worden naar alle hoogspanningsleidingen, te beginnen met de lijnen met hoogste risico, de zogenaamde ‘zwarte lijnen’ (Derouaux *et al*., 2012).

De bedenking dient gemaakt dat bij het ‘plots’ verwijderen van een uitbundige antropogene voedselbron uit een gebied de aanwezige predatoren op korte termijn moeten overschakelen op een andere voedselbron of emigreren. Een studie in de Verenigde Staten, waarin voedseloverschotten werden beperkt als beheersmaatregel voor de Stellers gaai, toonde aan dat deze generalistische predator geneigd is om te emigreren, waardoor lokale densiteiten dalen, en niet als alternatief overschakelt op predatie van kwetsbare soorten zoals de marmeralk (Brunk *et al.*, 2021). Eerder onderzoek suggereerde dat predatie op marmeralk door Stellers gaaien eerder incidenteel voorkomt

en geen resultaat is van een gerichte zoekstrategie (Vigallon & Marzluff, 2005). Hoe dit mechanisme precies werkt bij soorten zoals de zwarte kraai en de ekster in de Vlaamse context, met betrekking tot hun zoekstrategieën en het foerageren op zowel grondbroedende akker- en weidevogels als andere (antropogene) voedselbronnen, is momenteel onvoldoende duidelijk (zie ook 9.4 en 9.9). Om lokaal en tijdelijk sterkere nest- of kuikenpredatie te vermijden wanneer predatoren op zoek moeten naar een alternatieve voedselbron, vinden dergelijke acties dan ook best plaats buiten het broedseizoen, bijvoorbeeld tussen half juli en eind januari.

## 5.4.8 Sterilisatie van huiskatten

De Vlaamse overheid heeft sinds 2014 belangrijke stappen genomen om het aantal zwerfkatten naar beneden te halen via het sterilisatiebeleid. Elke huiskat in Vlaanderen moet actueel geïdentificeerd (gechipt) en geregistreerd worden. Zeker wanneer de huiskat verkocht of weggegeven wordt. Sinds 1/11/2017 moet elke huiskat voor de leeftijd van 12 weken gechipt en geregistreerd zijn in de centrale databank CatID. Daarenboven moet elke verkochte huiskat - met uitzondering van dieren bestemd voor de kweek bij erkende kwekers - gesteriliseerd of gecastreerd zijn.

Dit beleid vertrekt vanuit de redenering dat, indien alle zwerfkatten en huisdieren (met uitzondering van katten bij erkende kwekers) gesteriliseerd of gecastreerd zijn, zwerfkatten op termijn vanzelf zullen verdwijnen. Zwerfkatten die sterven worden dan niet meer vervangen door nieuwe instroom via huisdieren en geboortes in het wild. Hier is echter één belangrijke randvoorwaarde aan gekoppeld: de mate waarin het sterilisatiebeleid opgevolgd of afgedwongen wordt. Volgens een enquête uitgevoerd door IPSOS in april 2024 in opdracht van GAIA is 11% van de katten in Vlaanderen nog niet gesteriliseerd (Ipsos, 2024).

## 5.4.9. Wegvangen van zwerfkatten

In hun beleid voorzien veel gemeenten een budget voor het vangen van zwerfkatten, om ze vervolgens te steriliseren en terug te plaatsen (TNR-methode), voor adoptie aan te bieden of te euthanaseren. Het terugplaatsen van zwerfkatten in het landschap gaat soms gepaard met het voorzien van voedsel. Het is echter aanbevolen om elke gevangen zwerfkat definitief uit het landschap te verwijderen (zie 3.1.2.1.3), dit kan via euthanasie of adoptie. Op die manier voorziet men ook op korte termijn een oplossing voor de negatieve effecten van zwerfkatten in het landschap. Ook het bijvoederen dient te worden afgeraden omdat dit het dumpen van katten (waaronder mogelijk niet gesteriliseerde) kan stimuleren en predatie in het omringende landschap van de voederplaats nog verder doet toenemen (Hawkins *et al.*, 1999; Maeda *et al.*, 2019). Bovendien wordt zo het signaal gegeven dat het normaal is dat huiskatten zich vrij door het landschap mogen bewegen.

## 5.4.10 Huiskatten afschermen van de buitenwereld

Het houden van huiskatten in van de buitenwereld afgeschermde ruimtes kan via wetgeving afgedwongen worden (Trouwborst & Somsen, 2020), of er kunnen gerichte campagnes worden opgezet om katteneigenaars voor te lichten en te sensibiliseren. Zo voert de American Bird Conservancy al sinds 1997 campagne met 'Cats Indoors'. Gezien de gevaren van het leven buiten voor de katten zelf, rijmt dit bovendien met de belangen van de katteneigenaars zelf (Trouwborst & Somsen, 2020).

## 5.4.11 Beperken nestgelegenheid voor roofvogels

De meeste roofvogels zijn boombroeders (bv. buizerd, havik) en/of gebruiken kunstmatige constructies als nestplaats (bv. torenvalk, slechtvalk). Een uitzondering hierop vormen de kiekendieven die grondbroeders zijn.

Veel van de hier besproken weide- en akkervogelsoorten hebben een voorkeur voor open landschappen. Die openheid bewaren en bevorderen kan een belangrijke maatregel zijn om de predatiedruk door roofvogels te verlagen, net als bij kraaiachtigen. De afwezigheid van bomen, bomenrijen en andere opgaande constructies beperkt al in belangrijke mate de nestgelegenheid van heel wat roofvogelsoorten, en vermindert ook het aantal potentiële uitkijkposten voor jagende roofvogels.

Bij een op de grond broedende en actief patrouillerende jager als bruine kiekendief biedt het verwijderen van bomen alleen geen oplossing voor het reduceren van de predatiedruk. De algehele openheid dient verbeterd te worden opdat de prooisoorten de predatoren beter zien naderen. Dit kan door ook struiken te verwijderen en het aantal rietkragen te verminderen in hiermee verlande sloten. Dit kan door die grachten uit te diepen maar uiteraard zonder hierdoor het grondwaterpeil te doen zakken (geen extra afvoer van water). Anders komt de biotoopkwaliteit van de weidevogels zelf in het gedrang. Zomermaaien van riet is echter uit den boze omdat deze rietkragen erg rijk zijn aan zangvogels en hun nesten, en hun foerageerbiotoop anders wordt vernietigd (Vermeersch *et al*. 2004). Daarmee wordt ook het geprefereerd broedhabitat van bruine kiekendieven in oppervlakte beperkt, hoewel de soort bij afwezigheid van riet vaak uitwijkt naar akkergewassen (vnl. wintertarwe en gerst) en graslanden om in te broeden (en waar vaak nestbescherming nodig is het nest te beschermen tegen maai- en oogstactiviteiten). In de praktijk vergt dit soort beheer vaak een evenwichtsoefening waarbij Vlaamse of Europese instandhoudingsdoelstellingen tegenover elkaar worden afgewogen. Voor zowel bruine kiekendief als weidevogels werd ook een Vlaams soortbeschermingsprogramma opgesteld.

In en rond goede weide- en akkervogelgebieden wordt beter ook geen extra kunstmatige nestgelegenheid voorzien voor potentiële roofvogel-predatoren. Met name voor slechtvalk en torenvalk worden op vrij grote schaal nestkasten opgehangen om het broedbestand van deze soorten op te krikken. Het ophangen van nestkasten voor roofvogels (in het bijzonder slechtvalk) zou

best verboden worden op minder dan drie kilometer van belangrijke weidevogelgebieden, zoals ook vermeld in het Vlaamse soortbeschermingsprogramma voor weidevogels.

### 5.4.12 Wegvangen en verplaatsen van roofvogels

In heel specifieke situaties kan eventueel overwogen worden om bepaalde roofvogel-individuen weg te vangen en op voldoende grote afstand terug los te laten. Dit gebeurt momenteel reeds in en rond luchthavens om de veiligheid van het vliegverkeer te kunnen garanderen. In principe zou deze methode in zeldzame gevallen ook kunnen toegepast worden wanneer bepaalde individuele roofvogels zich specialiseren in het vangen van weidevogel(kuiken)s en een gevaar vormen voor het voortbestaan van een lokale populatie. Dit vergt evenwel een zeer zorgvuldige afweging van beleids- en beheerdoelstellingen in het desbetreffende gebied, in combinatie met een snelle beslissingscapaciteit. Het vooraf opstellen van een afwegingskader kan hierbij helpen (zie 9.10).

### 5.4.13 Akoestische afschrikmiddelen

Ultrasone afschrikmiddelen zijn apparaten die hoogfrequente geluidsgolven uitzenden, meestal boven de 20 kHz en dus buiten het bereik van het menselijk gehoor. Het akoetisch signaal kan ook gecombineerd worden met een lichtsignaal. Ze worden ingezet voor verschillende diersoorten: knaagdieren, katten, vossen, everzwijnen, vogels … Maar hun werkelijke effectiviteit wordt echter breed bediscussieerd en wetenschappelijke studies hebben gemengde resultaten opgeleverd. Over het algemeen treedt er gewenning op na verloop van tijd. Om dit tegen te gaan varieert het signaal in frequentie, tijdsduur, geluidsfrequentie en intensiteit of wordt het toestel pas geactiveerd bij detectie van lichaamswarmte en beweging. Er zijn dus veel verschillende types op de markt te meer omdat afhankelijk van de doelsoort er met een ander programma wordt gewerkt.

Een voordeel bij (individuele) nestbescherming tijdens het broeden zou de relatief korte duur in gebruik kunnen zijn. Nestpredatie wordt vooral gepleegd door zoogdieren, waardoor het kortstondig gebruik van deze toestellen om de zoogdieren te verjagen mogelijks voldoende zou kunnen zijn. Hierdoor zou jaar na jaar nestpredatie voorkomen kunnen worden zonder dat er door de korte gebruiksduur gewenning kan optreden. Dit is natuurlijk enkel bruikbaar bij soorten waarvan het nest relatief gemakkelijk terug te vinden is. Het toestel wordt dan in de onmiddellijke omgeving van het nest geplaatst, zolang er door de vogels gebruik van wordt gemaakt. De effectiviteit van deze maatregel is vooralsnog niet uitgebreid getest, hoewel een recent en weliswaar kleinschalig onderzoek in Nederland toch een gunstig resultaat kon aantonen. Het uitkomstsucces van 26 nesten van wulpen, kieviten en scholeksters werd hierbij vergeleken en het slagingspercentage bedroeg 46,1% voor onbeschermde nesten en 92,3% voor beschermde nesten (Loof, 2021).

### 5.4.14 Vruchtbaarheidscontrole

Hieronder vallen diverse methoden die het netto voortplantingsresultaat reduceren, zoals chirurgische sterilisatie, hormonale chemosterilisatie en immunosterilisatie. Verschillende producten en technieken bevinden zich nog in een experimenteel stadium, met problemen o.a. op het vlak van

wetgeving, de selectiviteit ten aanzien van andere diersoorten, dosering en diervriendelijkheid. Vos zou overigens, om reden van zijn sociale organisatie en levensloop, een weinig geschikte soort zijn voor toepassing van vruchtbaarheidscontrole (Fagerstone *et al.*, 2006; Tuyttens & Macdonald, 1998).

## 5.5 Letale maatregelen

### 5.5.1 Wel of niet letaal beheren

Het al dan niet letaal beheren van predatoren is een steeds terugkerend ethisch vraagstuk binnen predatiebeheer. Bij predatorbeheersing worden de aantallen van een of meerdere soorten verminderd met het oog op het verhogen van de aantallen van een andere soort. Dit ethisch vraagstuk verschilt hierbij in de context van soortbescherming, versus andere contexten zoals het verhogen van jachtwildpopulaties met het oog op een hogere oogst, het verminderen van predatie op vee, of andere mens-georiënteerde doelstellingen (Johnson *et al.*, 2022; Musiani & Paquet, 2004; Treves *et al.*, 2019). Naast ethische aspecten spelen ook maatschappelijke visies een rol bij de keuze om soorten letaal te beheren. Ook de mate waarin het letaal beheer diervriendelijk en selectief uitgevoerd kan worden, kan meegenomen worden in deze beslissing. Daarnaast is er ook een toenemende erkenning dat het doden van een dier enkele morele overwegingen met zich meebrengt.

Naast ecologische en economische argumenten, spelen dus ook andere elementen een rol bij de keuze om over te gaan tot predatorbeheersing. Deze keuze is uiteindelijk een beslissing van de beleidsmakers en beheerders, waarbij men een afweging moet maken tussen al deze aspecten.

De focus van dit rapport beperkt zich tot de ecologische interacties tussen de predatoren en de doelsoorten en doet geen uitspraak over de keuze om bepaalde soorten al dan niet letaal te beheren.

### 5.5.2 Wetgeving inzet letale maatregelen

De inzet van letale maatregelen hangt af van het wettelijk statuut van de soort. Soorten die vallen onder het Jachtdecreet (24/07/1991) worden beschouwd als wildsoorten. Het jachtdecreet deelt de wildsoorten op in vier categorieën, waarbij predatoren die opgenomen zijn in dit rapport vallen onder de categorie ‘overig wild’. Dit betreft vos, verwilderde kat, bunzing, hermelijn, wezel, boommarter en steenmarter. Voor elk van de wildsoorten worden de data van de opening en de sluiting van de jacht in het Vlaamse Gewest bepaald in het Jachtopeningsbesluit (28 juni 2013). Het Jachtopeningsbesluit geeft hierbij data voor gewone jacht en bijzondere jacht, waarbij deze laatste enkel uitgeoefend kan worden in bepaalde gevallen (namelijk ter voorkoming van belangrijke schade, ter bescherming van de wilde fauna en flora, ter instandhouding van de natuurlijke habitats, of voor de veiligheid van het luchtverkeer). Naast de gewone jacht en de bijzondere jacht is de bestrijding van wildsoorten mogelijk, waarbij er geen openingstijden van kracht zijn (Jachtvoorwaardenbesluit).

De voorwaarden voor de praktische uitoefening van de jacht en de bestrijding worden vastgelegd in het Jachtvoorwaardenbesluit (25 april 2014).

Voor vos is de gewone jacht actueel geopend van 15 oktober tot eind februari. Bijzondere jacht is bijkomend mogelijk tussen 15 mei en 15 oktober. Tussen 1 maart en 15 mei is vanwege de voortplantingsperiode geen jacht toegestaan op vos (noch gewone jacht, noch bijzondere jacht). Bij ernstige schade op een specifiek perceel, na het nemen van preventieve maatregelen, is bestrijding mogelijk, waarbij er geen jachtopeningstijden van kracht zijn (Jachtvoorwaardenbesluit). Vossen kunnen het hele jaar door bestreden worden door bijzondere veldwachters. Elke vorm van jacht en bestrijding op vossen mag echter niet worden uitgeoefend binnen een straal van 50 meter rond een vossen- of dassenburcht (Jachtvoorwaardenbesluit). De gewone jacht, bijzondere jacht en bestrijding kan uitgeoefend worden met vuurwapens, roofvogels en fretten tussen zonsopgang en zonsondergang en het gebruik van dode of kunstmatige lokdieren en niet-elektronische akoestische lokmiddelen zijn toegestaan. Daarnaast kunnen in het kader van bijzondere jacht en bestrijding (dus niet tijdens gewone jacht) kastvallen en kooivallen gebruikt worden waarbij plantaardig en niet-levend dierlijk lokaas gebruikt mag worden als lokmiddel. De kastvallen of kooivallen mogen een maximumvolume hebben van $1m^3$ en hebben, in gesloten toestand, in de zijwand ter hoogte van het maaiveld minstens één vrije opening waarbinnen een cirkel met een diameter van ten minste 6,5 cm kan worden beschreven. De kastvallen of kooivallen worden dagelijks gecontroleerd. De gevangen vossen worden zo spoedig mogelijk en minstens dagelijks verwijderd. Het doden van deze dieren mag zowel overdag als ‘s nachts plaatsvinden. Als de kooi vangklaar opgesteld staat, wordt die dagelijkse controle uiterlijk een uur na officiële zonsondergang uitgevoerd. Die dagelijkse controle kan ook via elektronisch toezicht verlopen.

De gewone jacht op zwerfkatten (in het jachtdecreet ‘verwilderde katten’ genoemd, zie definities voor het onderscheid) is het gehele jaar geopend. Hierdoor is er ook geen periode van bijzondere jacht. Bestrijding van zwerfkatten is eveneens mogelijk. Voor zowel gewone jacht als bestrijding kunnen enkel kastvallen of kooivallen ingezet worden. Gevangen huiskatten die gechipt zijn of een halsband hebben, moeten onmiddellijk vrijgelaten worden. Zwerfkatten dienen door de jager naar het asiel gebracht te worden of door het asiel opgehaald te worden. Voor het uitoefenen van jacht of bestrijding met kastvallen of met kooivallen mag plantaardig en niet-levend dierlijk lokaas gebruikt worden als lokmiddel. Als de kooi vangklaar opgesteld staat, wordt die dagelijkse controle uiterlijk een uur na officiële zonsondergang uitgevoerd. Die dagelijkse controle kan ook via elektronisch toezicht verlopen.

Bunzings, hermelijnen, wezels, boommarters en steenmarters staan ook genoteerd in de klasse ‘overig wild’ in het Jachtdecreet. Echter, om redenen van soortbescherming, het behoud van de biodiversiteit en de gewijzigde houding van mens en maatschappij tegenover deze soorten is de jacht al sinds begin jaren ‘80 gesloten voor elk van deze soorten (Pallemaerts *et al.*, 2023). Ook bestrijding of bijzondere jacht van boommarter, bunzing, hermelijn, steenmarter en wezel is niet toegestaan. In het Soortenbesluit (15/05/2009) behoort steenmarter tot categorie 4, wat in de eerste plaats een verduidelijkingscategorie is. Hieronder vallen soorten die onder het Jachtdecreet (en de wet op de

riviervisserij) vallen, waardoor het Soortenbesluit enkel betrekking heeft op aspecten die niet geregeld worden in de regelgeving inzake jacht. Hierdoor is de steenmarter niet beschermd door het Soortenbesluit, maar omdat de soort niet in het Jachtopeningsbesluit is opgenomen, is dus geen jacht toegestaan. Boommarter, wezel, bunzing en hermelijn vallen ook onder categorie 4, maar zijn daarentegen eveneens opgenomen in categorie 1 van het Soortenbesluit. Hierdoor zijn ze beschermd volgens de basisbeschermingsbepalingen van het Soortenbesluit. Om schade te vermijden is inzet op preventieve maatregelen dus aangewezen, en zijn letale maatregelen verboden.

Net als alle inheemse vogelsoorten die in het wild in Vlaanderen voorkomen zijn de kraaiachtigen die in dit rapport besproken worden beschermd op grond van de Europese Vogelrichtlijn, geïmplementeerd in bijlage 3 van het Soortenbesluit uit 2009. Deze bescherming houdt in dat de vogels niet opzettelijk verstoord, gevangen of gedood mogen worden. Ook hun nesten en eieren zijn beschermd en mogen niet verstoord, beschadigd of weggehaald worden.

Via een afwijking op het Soortenbesluit kan een vergunning tot bestrijding aangevraagd worden voor enkele bestrijdbare soorten die een negatieve economische of ecologische impact kunnen hebben. Zwarte kraai, ekster en kauw mogen gedurende het hele jaar bestreden worden in kader van het voorkomen van schade aan professioneel geteelde gewassen. Om schade aan fruitteelt te voorkomen kan ook gaai bestreden worden van 1 juli tot en met 31 oktober. Ten slotte kan bestrijding ook aangevraagd worden in kader van bescherming van wilde fauna en flora voor zwarte kraai en ekster, waarbij bestrijding ook gedurende het hele jaar mag worden uitgevoerd. Bestrijding heeft uitsluitend betrekking op volgroeide vogels, en mag uitgevoerd worden met behulp van vuurwapens, roofvogels, akoestische hulpmiddelen, dode lokdieren of kunstmatige lokdieren.

Verder mag er in de periode van 16 februari tot en met 15 oktober gewerkt worden met trechtervallen en larsen-kooien. Vallen en kooien mogen niet met vlees of slachtafval worden gelokt. Voor elke toegestane trechterval of Larsen-kooi mag de aanmelder maximaal twee levende lokdieren van de te bestrijden soort bezitten, gebruiken en vervoeren. Deze lokdieren moeten steeds toegang hebben tot voedsel, water en beschutting. Vallen en kooien moeten dagelijks gecontroleerd worden, waarbij onbedoeld gevangen dieren onmiddellijk ter plaatse worden vrijgelaten. De controle vindt uiterlijk een uur na zonsondergang plaats en kan ook via elektronisch toezicht gebeuren. Elke val of kooi moet voorzien zijn van een weersbestendig plaatje met daarop de naam van de te bestrijden soort, het telefoonnummer van het Agentschap voor Natuur en Bos, en indien van toepassing het jachtverlofnummer van de plaatser. Daarnaast moet de volgende vermelding zichtbaar zijn: “Deze val is geplaatst conform de uitvoeringsmodaliteiten van het Soortenbesluit van 15 mei 2009, bijlage 3”.

De bestrijding van bruine rat en zwarte rat wordt vooreerst bepaald in het koninklijk besluit van 19 november 1987 betreffende de bestrijding van voor planten en voor plantaardige producten schadelijke organismen. Dit besluit legt op dat de verantwoordelijke, die op zijn goederen ratten vaststelt, de dieren onmiddellijk moet verdelgen. Voor de bestrijding wordt geen onderscheid gemaakt tussen openbaar en particulier terrein. Het arrest nr. 237.590 van de Raad van State van 9 maart 2017 verwerpt de rechtsgrond van het KB van 1987. Bij overmatige overlast door ratten geldt

nog wel Artikel 135, §2 van de Gecoördineerde Wet Nieuwe Gemeentewet die stelt dat de gemeente passende maatregelen moet treffen om plagen te voorkomen en de nodige hulp moet verstrekken om ze te doen ophouden.

Bij het gebruik van rodenticiden dient men rekening te houden met de Verordening (EU) nr. 528/2012 Biocidal Product Regulation (BPR), omgezet voor België in het 'Koninklijk besluit betreffende het op de markt aanbieden en het gebruiken van biociden' van 4 april 2019. Een belangrijk gevolg van deze wetgeving is dat particulieren enkel in of rond gebouwen rodenticiden mogen gebruiken. Dit impliceert dat voor het gebruik van rattenvergif in open veld enkel professionelen bruine rat mogen bestrijden. Hierbij dient de bestrijder rekening te houden met de individuele erkenningsvoorwaarden van elk product.

Openbare besturen in Vlaanderen (gemeentebestuur, provincies, ziekenhuizen, …) mogen onder het Besluit Duurzaam pesticidengebruik van 15 maart 2013 geen gebruik maken van pesticiden. Er is echter een afwijking voor volgende situaties, waarvoor nog geen afdoende, niet-chemische bestrijdingswijze is:

1. Plagen die een gevaar inhouden voor de mens inzake volksgezondheid of hygiëne;
2. Plagen die een gevaar inhouden voor het milieu, de biodiversiteit of het vee;
3. Situaties die een ernstige bedreiging vormen of kunnen vormen voor de veiligheid van de mens.

In de praktijk betekent dit dat er nog steeds bestrijdingsmiddelen, waaronder rodenticiden, gebruikt kunnen worden door openbare besturen mits een jaarlijkse aanvraag tot ontheffing en registratie.

Het Soortenbesluit (15 mei 2009) bepaalt welke dier- en plantensoorten beschermd worden in het Vlaamse Gewest en welke juridische consequenties verbonden zijn aan die beschermde status. Huismuis, bruine en zwarte rat zijn niet beschermd onder het Soortenbesluit. Wel geldt dat het verboden is om voor het doden of vangen van dieren, middelen, installaties of methoden te gebruiken, als die er op gericht zijn om dieren te vangen of te doden op een massale of niet-selectieve wijze, of om bij dat vangen of doden vermijdbaar leed te veroorzaken. Het is dus belangrijk om voldoende selectieve middelen te gebruiken die de dieren zo pijnloos mogelijk doden (Cartuyvels *et al*., 2021).

Tenslotte bepaalt artikel 36 van de Vlaamse Codex Dierenwelzijn van 17 mei 2024 dat een gewerveld dier alleen gedood mag worden na voorafgaande bedwelming. Dit mag enkel worden uitgevoerd door een persoon met de nodige kennis en bekwaamheid, waarbij de meest pijnloze, snelle en selectieve methode voor het dier wordt toegepast. Er zijn echter uitzonderingen op deze regel. Zonder voorafgaande bedwelming mag een gewerveld dier worden gedood in geval van overmacht, bij jacht of visvangst, en in het kader van de bestrijding van schadelijke organismen.

In dit hoofdstuk beperken we ons tot het bespreken van letale maatregelen die legaal ingezet kunnen worden in Vlaanderen. Letale maatregelen resulteren hierbij in het doden of het verwijderen van

dieren uit hun omgeving. Voor een volledig overzicht van maatregelen, waaronder maatregelen die actueel illegaal zijn in Vlaanderen, geven we per soort een verwijzing.

## 5.5.3 Vos

Onderstaande maatregelen werden overgenomen van een eerder verschenen INBO advies (Casaer, 2009).

### 5.5.3.1 Kast- en kooivallen

Verschillende modellen zijn kant en klaar in de handel verkrijgbaar als mobiele vangtuigen, maar vaak worden dergelijke vallen min of meer artisanaal op het terrein zelf geconstrueerd, al dan niet als vaste constructie (bv. betonnetkooien). Kastvallen met vaste (gesloten) wanden, bestaand uit hout of metaal, hebben het voordeel tegenover kooivallen (wanden in gaas) dat het gevangen dier afgesloten wordt van de buitenomgeving en zichzelf niet zal verwonden ten gevolge van aanhoudende ontsnappingspogingen. Gevangen dieren kunnen in de kastval zelf worden gedood met een geschikt vuurwapen, dan wel met een gewoon jachtwapen bij het wegvluchten van het dier na het openen van de val. Plaatsing van de val naast een kippen- of fazantenren (ev. trechterval voor kraaien) verhoogt het rendement. Analoog kan dit verwacht worden bij gebruik van levende prooien als lokaas in de val zelf, maar dit is in de regel verboden om redenen van diervriendelijkheid ten aanzien van het lokdier.

Kastvallen blijken bijzonder succesvol te zijn bij huiskatten en vossen in stedelijk gebied, maar veel minder bij vossen op het platteland wegens hun aangeboren en voortdurend aangescherpte argwaan voor iets wat door mensen is gemaakt. Vossen in stedelijk gebied daarentegen, gekenmerkt door een eigen voedsel- en populatie-ecologie (Gloor *et al.*, 2006; Harris, 1986) leven tussen de mensen en zijn een heel stuk vrijpostiger in hun gedrag. Van de vossen die werden gedood door professionele jachtwachters in de UK werd 1% via kastvallen gevangen (Reynolds, 2000).

Volgens Osgyan (1994) zijn klassieke kastvallen vooral geschikt om jonge vossen te vangen en kunnen deze best gebruikt worden in de periode wanneer de jonge vossen grotendeels onafhankelijk van de burcht leven (juni-augustus). Het gebruik van kastvallen voor vos is toegestaan tijdens de bijzondere bejaging en bestrijding in Vlaanderen.

### 5.5.3.2 Betonbuisval

Een dergelijke val is opgebouwd uit een viertal aaneensluitende betonbuizen van ca. 1 m lengte en 0,3 m diameter, die op ca. 0,6 m diepte worden ingegraven als niet-mobiele, ondergrondse val. Beide uiteinden monden uit in een put en blijven dus vrij als in- of uitgang. De val wordt voorzien van een dubbel valdeursysteem waartussen het dier komt opgesloten te zitten en wordt getriggerd als een doorloopval dan wel via aas. Om een opgesloten vos uit zo'n val uit te drijven en te kunnen schieten, wordt meestal gebruikgemaakt van een bouwhond (zie ook kunstburcht). In wezen is de betonbuisval aldus een combinatie van voederplaats, kunstburcht en kastval.

Deze val geldt als een betere variant voor het vangen van volwassen vossen in vergelijking met de kastval in gebieden waar vossen vertrouwd zijn met kunstmatige kokers als schuilplaats. De val biedt volgens Spittler (1994) een valabel alternatief voor de niet-selectieve en dodende zwanenhalsklem.

De relatief grote constructie maakt deze val minder geschikt als mobiel inzetbare beheermaatregel. De methode is diervriendelijk (levendvangtuig) en biedt de mogelijkheid tot selectiviteit. Een betonbuisval wordt als een kastval beschouwd.

#### 5.5.3.3 Drijfjacht

Een drijfjacht wordt overdag georganiseerd als een combinatie van enerzijds drijvers en/of honden en anderzijds een linie geposteerde jagers aan de rand van de dekking waarin de vos(sen) zich ophouden. Wordt typisch en succesvol toegepast bij dichte vegetaties zoals jonge bosaanplantingen, maar bijvoorbeeld ook rond akkerpercelen met geschikte gewassen (bieten, groenbemester, tijdelijke braak). Het rendement van deze methode is het hoogst in het najaar, wanneer de populatie een groot aantal jonge, onervaren dieren bevat.

Vergt goede afspraken in functie van de eigen veiligheid (cf. snelle reflex tot schieten vereist) en een voldoende aantal deelnemers. Gerede kans op niet-dodelijke schotwonden bij wegvluchtende dieren.

#### 5.5.3.4 Loerjacht

Het aanzitten van op een vaste uitkijkpost (bv. hoogzit), waarbij het uitzicht op een burcht het succes van deze methode aanzienlijk verhoogt. Tevens kan men aanzitten bij een vaste voederplaats (bv. stinkputje) of gebruik maken van lokgeluiden.

Dichterbij lokken lukt vooral bij subadulte vossen in de herfst van hun geboortejaar. Het rendement van het aanzitten op een vaste uitkijkpost bij voederplaatsen is extreem laag aangezien zelfs regelmatig gefrequenteerde lokplaatsen gemiddeld slechts om de drie dagen door een vos worden aangedaan en het bovendien onvoorspelbaar is van waar het dier zal naderen, waardoor er een gerede kans is dat de vos de schutter voortijdig ontdekt en nooit in het schietbereik komt (Reynolds, 2000).

Wanneer wordt aangezeten bij een burcht kunnen de jongen zeer gemakkelijk geschoten worden, vooral bij valavond. Voor de adulten is de trefkans een stuk kleiner, maar nog relatief groot (Van Den Berge, pers. comm).

Om reden van diervriendelijkheid wordt afgeraden naar een (adult) dier te schieten op een afstand van minder dan 30 m van een burchtingang, omdat een aangeschoten vos onmiddellijk in de burcht zal wegvluchten zonder te kunnen worden afgemaakt (Van Hattum & Wolthuis-Wagenaar, 2000).

Het doden van (een van) de ouderdieren zal de overleving van de jongen steeds in zekere mate in het gedrang brengen. In de eerste weken na de geboorte vervult de rekel een belangrijke rol in de

voedselvoorziening van de moervos. In deze periode leven de jongen uitsluitend van moedermelk. Wordt het moederdier in de eerste weken na de geboorte gedood, dan is sterfte van haar jongen door ontbering onvermijdelijk. In een later stadium, d.i. wanneer de jongen reeds vast voedsel eten (vanaf vierde week), bestaat de kans dat de rekel en/of andere moervossen succesvol kunnen instaan voor het grootbrengen van (een deel van) de overgebleven jongen (Artois, 1758; Labhardt, 1990; Van Den Berge, pers. comm.), hoewel vossenjongen normaal pas volledig gespeend zijn vanaf ca. twee maanden.

Loerjacht in combinatie met een voederlokplaats is in Vlaanderen niet toegestaan. Ook het aanzitten binnen een straal van 50m rond een dassen- of vossenburcht is verboden.

## 5.5.4 Kraaiachtigen

Volgens de huidige wetgeving zijn in Vlaanderen verschillende letale maatregelen toegestaan voor het beheersen van (lokale) populaties zwarte kraai, ekster, gaai en kauw. Letale maatregelen voor het beheer van gaai en kauw zijn echter niet relevant in de context van beperken van predatie op de doelsoorten die in dit rapport besproken worden (zie 3.4), waardoor we ons verder beperken tot maatregelen in functie van beheer van ekster en zwarte kraai. Afschotcijfers van de verschillende soorten worden gerapporteerd (zie Scheppers *et al.*, 2024), maar de gegevens om deze aantallen te koppelen aan specifieke methodes, inspanningsduur, of seizoensgebonden spreiding ontbreken. Daarom bespreken we hier alle letale beheersmaatregelen die binnen de Vlaamse wetgeving kunnen worden toegepast, met inzichten uit naburige landen in vergelijkbare omstandigheden.

### 5.5.4.1 Afschot

Een eerste letale methode bestaat uit afschot met een vuurwapen. De methode heeft als voordeel dat specifieke individuen gericht kunnen worden verwijderd. Het verwijderen van meerdere individuen vergt echter een grote tijdsinvestering met deze methode, vanwege het neofobe karakter van de verschillende soorten kraaiachtigen (Miller *et al.*, 2022). Er kan daarom gebruikgemaakt worden van een beschutte positie in bijvoorbeeld een schuilhut in combinatie met akoestische lokmiddelen (vocalisaties van de te bestrijden soort) of visuele lokmiddelen (dode- of kunstmatige lokdieren). Op deze manier kunnen grotere aantallen kraaiachtigen geschoten worden (Slagsvold, 1978), waarbij het waarschijnlijk voornamelijk gaat om rondzwervende groepen juveniele en niet-territoriumhoudende vogels die aangetrokken worden (Clayton & Emery, 2007). Dit is in de praktijk echter bijzonder tijdrovend en werd in de jaren ‘90 beschreven als minder populair onder jagers en bestrijders, die steeds vaker de voorkeur gaven aan trechtervallen en de inmiddels gelegaliseerde larsen-kooien (Desmet en Roggeman, 2002).

Omdat het onderscheid tussen zwarte kraai en (juveniele) roek en raaf niet altijd zichtbaar is, vormt dit een mogelijk risico op het doden van deze beschermde soorten. Zo werd in 2021 een jonge raaf (geringd in Pijnven 2020) geschoten (Thoelen, 2021), en vermelden De Smet & Roggeman (2002) de nood aan een informatiecampagne ter duiding van de verschillen tussen zwarte kraai en (juveniele) roek om illegale doding van roek te voorkomen.

### 5.5.4.2 Trechterval en larsen-kooi

Een trechterval bestaat uit een relatief grote kooi die meerdere vogels tegelijk kan vangen. Een lokvogel van de te vangen soort kraaiachtige wordt in de trechterval geplaatst en lokt de wilde soortgenoten. Een horizontale invalladder met smalle openingen in het midden van de trechterval vormt de toegang voor de wilde soortgenoot in de val. Door het inklappen van zijn vleugels laat de vogel zich simpelweg in de val vallen. Wanneer die vogel er weer uit wil vliegen, zijn de smalle openingen te klein om met open gespreide vleugels naar boven en uit de val te vliegen. Een larsen-kooi is kleiner en bestaat uit verschillende compartimenten: één compartiment waarin een lokvogel wordt geplaatst en verschillende (tot wel 4 of 5) vangcompartimenten met een opening. Dankzij een wipvalmechanisme valt een poortje dicht wanneer een vogel een compartiment met een opening betreedt.

In de studie van De Smet & Roggeman, 2002 wordt een vergelijking gemaakt van de efficiëntie van verschillende vangstmethodes voor zwarte kraai en ekster, op basis van bestaande gegevens en eigen onderzoek. De trechterval wordt beschreven als een vangstmethode waarbij grotere aantallen van voornamelijk rondzwervende groepen van niet-broedende vogels gevangen worden. De larsen-kooi daarentegen is effectief voor het vangen van territoriale individuen die plaatselijk gevestigd zijn wanneer de val in het territorium wordt opgesteld. In een studie waarin beide methoden werden toegepast in een verstedelijkt gebied, bleken de gerapporteerde aantallen vergelijkbaar, en werden met beide methoden uitsluitend juveniele individuen gevangen (Kövér *et al.*, 2018). Een gedeeltelijke verklaring hiervoor ligt waarschijnlijk in de periode waarin de vangstmethodes werden toegepast. Studies tonen namelijk aan dat beide methoden het meest effectief zijn tijdens of vlak na de broedperiode (Kirchmeir *et al.*, 2019). In het najaar, zoals aangetoond door Kövér et al. (2018), ligt het vangstsucces beduidend lager.

Daarnaast blijkt uit onderzoek dat de effectiviteit afneemt wanneer vangkooien gedurende lange periodes opgesteld blijven (Kirchmeir et al., 2019). Daarom is het aan te raden de gebruiksduur te beperken. Ook de plaatsing van de kooi speelt een belangrijke rol. De trechterval werkt het best in open gebieden, waar eerder gevangen individuen zichtbaar zijn en zo een aantrekkend effect creëren (Desmet & Roggeman, 2002). Larsenkooien daarentegen worden idealiter dicht bij het centrum van het territorium van de te vangen individuen geplaatst. Dit komt doordat het geluid van de lokvogel een sterke aantrekkingskracht heeft. De val wordt hierbij bij voorkeur enigszins verscholen opgesteld, aangezien territoriale vogels doorgaans een hogere drempel ervaren om deze binnen te gaan (Desmet & Roggeman, 2002). Omwille van diervriendelijkheid of ethische redenen kan het gebruik van een levende lokvogel worden vervangen door lokaas of een kunstmatige lokvogel, eventueel in combinatie met het afspelen van vocalisaties. Van beide alternatieven blijkt lokaas het meest effectief (Green, 1981; Kirchmeir *et al.*, 2019), hoewel een levende lokvogel nog steeds de hoogste vangstefficiëntie biedt (Reynolds, 1991).

Bij beide vangstmethoden kunnen nevenvangsten van beschermde soorten voorkomen, waaronder zangvogels en roofvogels zoals buizerd (Campbell *et al.*, 2016; Kövér *et al.*, 2018). Ook beschermde

kraaiachtigen, zoals roek en raaf, kunnen gevangen worden. Niet-doelsoorten kunnen echter vrijgelaten worden waardoor de methode selectief is.

#### 5.5.4.3 Andere maatregelen

Het gebruik van andere letale maatregelen is in Vlaanderen niet toegestaan. Andere illegale letale maatregelen staan beschreven in Desmet & Roggeman (2002).

### 5.5.5 Ratten

Over het algemeen is preventie gebaseerd op het afschermen van voedsel en voeder en het ontnemen van nestplaatsen de meest aangewezen methode om de aanwezigheid van ratten te beperken (zie 5.4.7). Als er toch wordt overgegaan tot bestrijding dan genieten mechanische vangmiddelen de voorkeur. Levendvangkooien werken goed in het veld maar controle in de ochtend is noodzakelijk om gevangen ratten te doden of andere dieren terug vrij te laten. Klemmen hebben het voordeel dat ze niet dagelijks gecontroleerd moeten worden, al is regelmatige controle aangewezen. Ze moeten afgesloten gebruikt worden anders vormen ze een reëel risico voor andere in het wild levende dieren.

Rodenticiden zijn niet aangewezen in het open terrein. Het risico op vergiftiging van niet-doelsoorten (vb. muizen) en secundaire intoxicatie van predatoren is heel groot. Een eigen studie van INBO toonde aan dat 80 procent van de onderzochte bunzingen (n=150) en steenmarters (n=75) residuen van rodenticiden bevatten. Waarvan de helft meer dan 0,2 microgram/gram leverweefsel, de grens waarboven ernstige gevolgen te verwachten zijn (Baert *et al.*, 2015). Particulieren mogen geen rodenticiden gebruiken in het open terrein, maar ook voor professionelen is het merendeel van de rodenticiden op basis van de individuele erkenningsvoorwaarden niet toegelaten in open terrein. Deze informatie wordt steeds aangegeven in de bijsluiter of SPC (Summary of Product Characteristics).

### 5.5.6 Marterachtigen

Het vangen of doden van marterachtigen is verboden in Vlaanderen. Voor een overzicht van letale beheermaatregelen voor steenmarter verwijzen we naar Casaer (2009), die zich gebaseerd heeft op specifieke literatuur over vang- en jachttechnieken van roofdieren, o.a. Bothe *et al.* (1998), Hespeler (1995), Kröger & Parey (1990), Osgyan (1994).

### 5.5.7 Roofvogels

Alle roofvogels kennen een hoge mate van wettelijke bescherming. Letale maatregelen in het kader van de bescherming van wilde fauna zijn niet toegelaten.

Alle inheemse vogelsoorten die in het wild in Vlaanderen voorkomen zijn beschermd op grond van de Europese Vogelrichtlijn, geïmplementeerd in bijlage 3 van het Soortenbesluit uit 2009. Deze

bescherming houdt in dat de vogels niet opzettelijk verstoord, gevangen of gedood mogen worden. Ook hun nesten en eieren zijn beschermd en mogen niet verstoord, beschadigd of weggehaald worden.

In het Soortenbesluit zijn alle roofvogelsoorten opgenomen in categorie 2 van de Bijlage 1. Dit zijn soorten waarop de basisbeschermingsbepalingen van toepassing zijn. Van die beschermingsbepalingen kan er worden afgeweken onder bepaalde voorwaarden (onder artikel 20, § 1, § 3 en § 4), zoals ter bescherming van andere fauna of om het risico op aanvaringen met luchtverkeer te verkleinen. Tot op heden gebeurt dit voor roofvogels in de praktijk alleen op en rond luchthavens in het belang van de veiligheid van het vliegverkeer. Afwijkingen zijn sowieso slechts mogelijk indien er geen andere bevredigende oplossing bestaat en op voorwaarde dat er geen afbreuk wordt gedaan aan het streefdoel om de populaties van de soort in kwestie in een gunstige staat van instandhouding te laten voortbestaan, op lokaal niveau of op Vlaams niveau.

### 5.5.8 Uitheemse soorten

De mogelijkheden tot de bestrijding van uitheemse dieren (in casu wasbeer, wasbeerhond, Amerikaanse nerts) worden geregeld in Bijlage 3/1 het Soortenbesluit. Bestrijding kan in principe het hele jaar door en op verschillende manieren, bv. middels afvangst of afschot. Daarbij gelden diverse voorwaarden, onder andere met betrekking tot verstoring van inheemse fauna, selectiviteit van vallen, dierenwelzijn (humane doding), bezit van wapens en bekwaamheid, etc. Er is in alle gevallen toestemming van de terreinverantwoordelijke nodig (eigenaar, huurder, exploitant of grondgebruiker).

Door hun statuut als uitheems zijn er op deze soorten geen beschermingsbepalingen van toepassing. De beheersing van populaties kan dus ook lokale uitroeiing nastreven.

Wasbeer en wasbeerhond zijn opgenomen op de Europese lijst van invasieve, uitheemse soorten (Verordening EU nr. 1143/2014). Dit impliceert dat de overheid een kader voor hun beheer moet bieden, en tevens over dit beheer moet rapporteren aan de Europese Commissie (D'hondt *et al.*, 2022). Internationale richtlijnen voor het humaan beheer van deze soorten zijn opgesteld door Smith *et al.* (2022).

Er zijn geen formele richtlijnen of verplichtingen om preventieve maatregelen ter bescherming van grondbroedende vogels te verkiezen boven bestrijding van de uitheemse predator. Niettemin is het steeds zinvol om preventieve maatregelen te overwegen, voor het geval dat de bestrijding niet tot de gewenste resultaten zou leiden.

### 5.5.9 Huiskat

Als letale maatregel voor het bestrijden van huiskatten in Vlaanderen is enkel het gebruik van kast- en kooivallen toegestaan. Deze maatregel wordt beschouwd als relatief weinig doeltreffend en niet

kosteneffectief. Niet-doelsoorten kunnen gevangen worden maar opnieuw vrijgelaten worden. Doordat de methode arbeidsintensief is wordt het vooral nuttig geacht in kleinere gebieden waar uitroeiing het doel is, of voor het vangen van probleemindividuen in urbane of semi-urbane gebieden.

Voor een oplijsting van andere maatregelen voor huiskat, die illegaal zijn in Vlaanderen, verwijzen we naar Sharp (2012).

# 6. Monitoringsmethoden

Afhankelijk van de vraagstelling kunnen verschillende onderzoeks- en monitoringsmethoden ingezet worden in de context van predatiebeheer. Het opvolgen van lokale populaties van predatoren en hun prooisoorten zal vaak de basis vormen voor het evalueren van de resultaten van het predatiebeheer. Om dan weer de vraag te kunnen beantwoorden hoe groot de predatiedruk is op bepaalde prooisoorten, zullen gerichtere monitoring- of onderzoeksmethoden ingezet moeten worden. Om ten slotte te kunnen inschatten wat het effect is van deze predatiedruk op de populatiegroeisnelheid van de prooisoort kunnen populatiemodellen aan de hand van populatiedynamische parameters ingezet worden. Dit kan ook inzicht bieden in de te verwachten effecten van predatiebeheer.

In dit hoofdstuk lichten we verschillende monitoringsmethoden toe voor het opvolgen van populaties van zowel de doelsoorten als hun predatoren, bespreken we algemene methoden voor het in kaart brengen van predatie, en halen we kort onderzoeksmethoden aan voor het bepalen van specifieke populatiedynamische parameters.

Het evalueren van predatiebeheer of het onderzoeken van predatie heeft vaak betrekking op een lokale populatie binnen een afgebakend gebied. We focussen ons hierbij dan ook op methoden die van toepassing zijn op deze schaal. Het monitoren van de populaties op grotere schaal, bv. op Vlaams niveau, valt buiten de bedoeling van dit hoofdstuk.

## 6.1 Opvolging van populatiegroottes en -trends

### 6.1.1 Algemeen

Voor het opvolgen van populatiegroottes dient vooreerst een onderscheid gemaakt te worden tussen methoden die resulteren in een momentopname van de status, m.a.w. een schatting van het aantal dieren op een gegeven moment op een gegeven plaats, of methoden die toe moeten laten om de trend van de populatiegrootte op korte of lange termijn op te volgen. In deze context spelen de accuraatheid en de precisie van de telmethode een belangrijke rol. De *accuraatheid* van een telmethode verwijst naar de mate waarin de schatting of het gemiddelde van de herhaalde schattingen overeenstemt met de werkelijke populatiegrootte. De *precisie* van een telmethode verwijst dan weer naar de mate waarin deze herhaalde schattingen hetzelfde resultaat opleveren en geeft met andere woorden de spreiding weer op de bekomen gemiddelde schatting. Een telmethode die zeer precies is, heeft een klein betrouwbaarheidsinterval. Wanneer de doelstelling van de telling een momentopname van de werkelijke populatiegrootte is, is het belangrijk dat de gekozen telmethode zeer accuraat is en dat de geschatte populatiegrootte dus zo dicht mogelijk bij de werkelijke populatiegrootte ligt. Indien de doelstelling van de telling echter is om de populatiegrootte op te volgen in de tijd, is het belangrijker om te opteren voor een telmethode die precies is, eerder dan accuraat, op voorwaarde dat de afwijking t.o.v. de werkelijke populatiegrootte telkens dezelfde is.

Telmethoden die ingezet worden voor het bepalen van een momentopname van de status resulteren in een aantalschatting (*absolute* telmethoden). Voor het opvolgen van trends kunnen telmethoden ingezet worden die resulteren in een *index*, eerder dan een aantalschatting. Deze index-methoden zijn in vergelijking met absolute telmethodes vaak relatief makkelijk toe te passen. Index-methoden zijn gebaseerd op parameters die gebruikt kunnen worden als proxy voor de populatiedensiteit. Ze leiden dan ook niet tot een inschatting van het totaal aantal dieren in een gebied, maar trachten de veranderingen van de populatiedensiteit in de tijd, en eventueel in de ruimte, te weerspiegelen. In welke mate een index geschikt is voor het opvolgen van trends hangt af van de relatie tussen de index en de werkelijke populatiegrootte. Een goede index-methode vereist hierbij een sterke correlatie tussen de gebruikte index en de lokale populatiegrootte die binnen een vergelijkende studie werd gevalideerd.

Naast de opdeling tussen absolute telmethoden en index-telmethoden, kunnen telmethoden ook ingedeeld worden in *directe* methoden en *indirecte* methoden. Directe methoden baseren zich op het tellen van dieren voor het schatten van de populatiegrootte of het berekenen van een index, terwijl indirecte methoden zich baseren op sporen van de aanwezigheid van dieren om aan de hand van de frequentie of het voorkomen ervan uitspraken te doen over de populatiegrootte of een index te berekenen.

Voor meer achterliggende informatie over de inzet van telmethoden verwijzen we naar bijvoorbeeld Macdonald *et al.* (1998).

### 6.1.2 Populatiemonitoring van akker- en weidevogels

De monitoring van akker- en weidevogels is voornamelijk gebaseerd op directe telmethoden, waarbij het aantal individuen bepaald of geschat wordt, doordat de dieren actief zijn gedurende de dag en relatief gemakkelijk geobserveerd kunnen worden. Indirecte telmethoden kunnen gebaseerd zijn op bijvoorbeeld het aantal nesten in een gebied. Met de opkomst van nieuwe technologieën zouden ook andere indirecte telmethoden ingezet kunnen worden, bijvoorbeeld met behulp van akoestische monitoring en geluidsnabootsing.

Absolute telmethoden voor akker- en weidevogels zijn gebaseerd op het aantal individuen, het in kaart brengen van het aantal territoria, of het aantal nesten in een gebied. Ook index-methoden voor het opvolgen van trends zijn vaak gebaseerd op directe waarnemingen van aantallen, maar ook indirecte methoden zijn mogelijk, waaronder bijvoorbeeld het aantal roepende dieren met behulp van geluidsnabootsing langsheen transecten.

Voor elke soort en situatie dient een geschikte methode gekozen te worden. Het zou te ver leiden om hier alle mogelijke onderzoeksmethodes op te lijsten. Er wordt hiervoor verwezen naar de methode-uitleg in de referenties bij de bespreking van onderzoeksresultaten. Sutherland *et al.* (2004)

geven een overzicht, maar intussen zijn er veel nieuwe technische mogelijkheden bijgekomen met akoestische monitoring, wildcamera's, enzovoort.

De trend van het aantal dieren in een lokaal onderzoeksgebied kan vergeleken worden met de trend op Vlaams niveau. Een lokale evolutie kan passen in een groter geheel (bv. een structurele afname of toename), dan wel lokaal verschillend zijn van de nationale trend. Voor Vlaamse trends bestaan er meerdere datasets :

- Watervogels: integrale gebiedstellingen tijdens het winterseizoen; biedt geen informatie over het broedseizoen in Vlaanderen; deze trend wordt opgevolgd met absolute aantallen.
- Algemene Broedvogels Vlaanderen (ABV): algemeen voorkomende soorten worden jaarlijks opgevolgd via een meetnet aan telpunten; de trend wordt opgevolgd via een indexwaarde.
- Bijzondere Broedvogels (BBV): 70 soorten zeldzame vogels, kolonievogels en exoten worden (in principe) jaarlijks volledig geteld; de trend wordt opgevolgd met absolute aantallen.
- Meetnet Agrarische Soorten (MAS): volgt de trends van broedende akkervogels in open en halfopen landschap. Sinds 2024 omvat het meetnet alle landbouwgebieden van Vlaanderen, met 1450 meetpunten, waarbij op regionaal niveau de toestand en trends van landbouwvogels gemonitord wordt met absolute aantallen, waaruit nadien een index wordt berekend. Alle vogelsoorten worden geteld, inclusief roofvogels en kraaiachtigen. Ook alle zoogdieren die worden waargenomen tijdens de telling worden genoteerd. Dat is enkel voor haas relevant om regionale verschillen en trends op te volgen. Mogelijks kan het meetnet een indicatie geven van (dagactieve) aanwezigheid van predatoren waaronder vos, marterachtigen en huiskat.
- Afschotcijfers: voor bejaagbare soorten kunnen afschotcijfers mogelijk een indicatie geven over de populatiegrootte en de populatietrend, mits het in acht nemen van andere factoren die een invloed kunnen uitoefenen op de afschotcijfers (vb. wijzigingen in de jachtwetgeving)(zie Scheppers & Casaer, 2008).

## 6.1.3 Populatiemonitoring van predatoren

Aangezien de inzetbaarheid van verschillende types telmethoden verschilt tussen zoogdieren, vogels en ratten, bespreken we deze groepen afzonderlijk. De oplijsting van de voornaamste telmethoden is echter niet exhaustief en technologische vooruitgang maakt nieuwe telmethoden of variaties op bestaande telmethoden mogelijk.

### 6.1.3.1 Vos

Door hun verborgen en vaak nachtelijke levenswijze is het niet eenvoudig om aantallen van vos te bepalen. Naast directe methoden bestaan er dan ook verschillende indirecte telmethoden voor het opvolgen van hun lokale populaties.

#### 6.1.3.1.1 Directe telmethoden

***Nachtelijke tellingen vanop lijntransecten***

Bij deze telmethode worden vossen na zonsondergang geteld langs vooraf vastgelegde routes (transecten), doorgaans vanuit een langzaam rijdend voertuig en met behulp van een schijnwerper of een warmtebeeldcamera (Brochier *et al.*, 1999; Tapper *et al.*, 1996; Weber *et al.*, 1991). Het aantal waargenomen vossen wordt vervolgens uitgedrukt in een kilometerindex (aantal individuen per kilometer), óf omgerekend naar een dichtheid (vossen per oppervlakte-eenheid) wanneer men uitgaat van een vaste detectiestrook (bijvoorbeeld 150-200 meter aan weerszijden van het transect). Beide methoden gaan echter uit van een constante waarnemingskans, wat in de praktijk niet altijd correct is. De kans om een vos te detecteren kan immers variëren naargelang de vegetatiestructuur, de weersomstandigheden en het gedrag. Hierdoor kan het aantal getelde vossen de werkelijke populatie onderschatten, en kunnen schommelingen in de tellingen evenzeer duiden op gewijzigde zichtbaarheid in plaats van op een werkelijke toe- of afname van de vossenstand.

Distance sampling biedt een meer nauwkeurige schatting door niet alleen het aantal waargenomen vossen, maar ook de afstand tot de waarnemer te registreren (Buckland *et al.*, 2001). Op basis hiervan wordt een detectiefunctie gemodelleerd die corrigeert voor verschillen in waarnemingskans en het aandeel niet-waargenomen dieren (Buckland *et al.*, 1993; Ruette *et al.*, 2003).

Ondanks de correcties die distance sampling biedt, kent de methode enkele beperkingen. Lijntransecttellingen werken het best in open landschappen waar de zichtbaarheid groot is. In gebieden met dichte vegetatie neemt de detectiekans af, wat kan leiden tot een onderschatting van de populatiegrootte (Mahon *et al.*, 1998). Zelfs in open akkergebieden kunnen houtkanten en ruigtes het zicht beperken en zo de waarnemingskans beïnvloeden. Bij lage dichtheden bestaat bovendien het risico dat de soort niet wordt gedetecteerd, waardoor de populatie onterecht als afwezig wordt beschouwd en de dichtheid wordt onderschat (Mahon *et al.*, 1998; Read & Bowen, 2001). Een bijkomende beperking is dat lijntransecttellingen vaak beperkt blijven tot berijdbare wegen en aangrenzende habitats. Afhankelijk van de mate waarin vossen wegen vermijden of net aantrekken, kan dit leiden tot een vertekende schatting van de populatie (Mahon *et al.*, 1998).

***Observatie met cameravallen***

Cameravallen worden steeds vaker ingezet om populaties van vos te monitoren. In de eenvoudigste toepassing kijkt men naar het aantal waarnemingen per tijdseenheid, de zogenaamde trapping rate, om fluctuaties in activiteit of relatieve dichtheid te volgen. Een beperking hiervan is echter dat de methode geen rekening houdt met variaties in de waarnemingskans, die onder meer kunnen ontstaan door habitatstructuur, weersinvloeden of het gedrag van de vos (Meek *et al.*, 2015). Een verandering in trapping rate wijst daarom niet altijd op een werkelijke verandering van het aantal dieren in een gebied.

Tot recent was het schatten van populatiedichtheid aan de hand van cameravallen beperkt tot capture-mark-recapture analyses, waarbij populatiedichtheid en -grootte wordt berekend op basis

van herhaalde waarnemingen van individueel herkenbare individuen. Hoewel er studies zijn waarin vossen individueel herkend werden op basis van vacht, lichaamsbouw en/of staartkenmerken (Dorning & Harris, 2019; Sarmento *et al.*, 2009), is dat niet altijd betrouwbaar, en vereist betrouwbare identificatie bij vos in de meeste gevallen kunstmatige markering (zie ook Mark-Resight).

De afgelopen jaren is er een toenemende focus op methoden die geen individuele herkenning vereisen. Een van de meest toegepaste modellen is het Random Encounter Model (REM) (Rowcliffe *et al.*, 2008), waarbij populatiedichtheid wordt geschat op basis van het aantal waarnemingen per camera, gecombineerd met de gemiddelde verplaatsingssnelheid van de dieren en een correctie voor de waarnemingskans (bepaald door de afstand en de hoek van elke waarneming tot de camerasensor).

Bij populatieschattingen met cameravallen zijn zowel methodologische als technische keuzes doorslaggevend. Wil men enkel de aan- of afwezigheid van vos nagaan, dan kunnen camera's worden gericht op strategische punten (bv. langs paden of andere lineaire structuren), terwijl voor een dichtheidsschatting doorgaans een systematische of (semi-)willekeurige spreiding nodig is, zodat geen delen van het gebied worden onder- of overschat (Foster & Harmsen, 2012; Iannarilli *et al.*, 2021). Ook de eigenschappen van het camerasysteem zelf kunnen de meetresultaten sterk beïnvloeden: Dixon *et al.* (2009) stelden dat detectiesnelheid drastisch kan veranderen, onder meer vanwege "trap shyness", waarbij vossen mensengeur of de camera apparatuur vermijden. In hun videowaarnemingen bleek bijvoorbeeld 73% van het gedrag te bestempelen als "vigilant", wat er volgens de auteurs op wijst dat schrikreacties of argwaan richting de camera het aantal registraties kunnen verminderen. Daarom wordt ook afgeraden om cameravallen bij burchten te plaatsen, om verstoring of burchtverlating te voorkomen.

***Drijftellingen***

Bij deze directe methode beweegt een drijverslinie zich gecontroleerd door een vooraf afgebakend gebied, waardoor vossen worden gedwongen zich te verplaatsen. De dieren die de drijverslinie kruisen, worden geregistreerd, terwijl tellers aan de grenzen van het afgebakende gebied ook de dieren noteren die het gebied verlaten zonder de drijverslinie te doorbreken. De populatiedichtheid kan worden berekend door het aantal getelde dieren te delen door de oppervlakte van het afgebakende gebied, waarna een extrapolatie kan worden gemaakt naar het volledige studiegebied (Scheppers & Casaer, 2012).

Drijftellingen zijn arbeids- en tijdsintensief en vereisen voldoende herhalingen om betrouwbare resultaten te verkrijgen. De methode wordt voornamelijk toegepast in gebieden met dichte vegetatie en beperkte zichtbaarheid, zoals bossen of ruigtes, waar andere methoden minder effectief zijn. In open akkerland zijn de overige directe en indirecte telmethoden voor vos die in dit rapport worden beschreven doorgaans efficiënter en minder verstorend.

***Capture-Mark-Recapture (CMR) methode***

Bij de Capture-Mark-Recapture methode wordt een deel van de populatie gevangen, gemarkeerd en weer vrijgelaten. Tijdens één of meerdere daaropvolgende vangstsessies wordt geregistreerd hoeveel van de gemarkeerde dieren opnieuw worden gevangen. De verhouding tussen het aantal hervangen gemarkeerde dieren en het totale aantal gevangen dieren in die sessies biedt vervolgens een inschatting van het totaal aantal in de populatie. De methode kent verschillende toepassingen, van traditionele vangst- en merktechnieken tot meer moderne, niet-invasieve benaderingen zoals cameravallen en genetische identificatie. De basis van CMR ligt in de veronderstelling dat de verhouding tussen gemarkeerde en ongemarkeerde individuen in een steekproef representatief is voor de populatie als geheel.

De nauwkeurigheid van de methode hangt in grote mate af van de markeringstechniek. Bij vossen worden verschillende kunstmatige markeringen gebruikt, zoals een oormerk of halsband (Sheldon, 1949). Hoewel de methode een robuuste theoretische basis heeft, brengt de toepassing ervan op vossen verschillende uitdagingen met zich mee. Vossen zijn doorgaans moeilijk te vangen en nog moeilijker te hervangen, waardoor het aantal dieren dat (meerdere keren) gevangen wordt vaak te laag is voor een betrouwbare populatieschatting. Ook gedragsfactoren, zoals trap shyness (vermijden van vallen na een eerste ervaring) of trap happiness (een verhoogde kans om opnieuw gevangen te worden), kunnen de betrouwbaarheid van de methode beïnvloeden (Beltrán *et al.*, 1991). Om deze beperkingen te omzeilen en de betrouwbaarheid van populatieschattingen te vergroten, zijn er verschillende alternatieve methoden ontwikkeld die een aanpassing of uitbreiding vormen van de klassieke vangst-hervangstmethode:

- Mark-resight

De Mark-Resight methode is een variant op de klassieke CMR-methode waarbij dieren slechts één keer fysiek worden gevangen en gemarkeerd. In plaats van hervangen door fysieke vangsten, worden de gemarkeerde dieren later opnieuw waargenomen via directe observatie of cameravallen (Sarmento et al., 2009). Dit verlaagt de verstoring en vermindert de afhankelijkheid van intensieve vangstmethoden.

- Mark-shoot

Bij Mark-Shoot wordt de tweede vangstsessie vervangen door afschot. De verhouding tussen gemarkeerde en ongemarkeerde dieren in het afschot wordt gebruikt om de populatiegrootte te schatten.

- Vangst-hervangst via niet-invasieve genetica

Een alternatieve methode die geen fysieke vangst vereist, is niet-invasieve genetische staalname (NGS). Hierbij wordt DNA uit haar, uitwerpselen of speeksel geëxtraheerd zonder dat de dieren zelf gevangen hoeven te worden (Waits & Paetkau, 2005). Op basis van het DNA kunnen individuen worden geïdentificeerd en kan deze informatie gebruikt om een populatieschatting te bekomen.

Genetisch materiaal kan op verschillende manieren worden verzameld. Uitwerpselen kunnen systematisch worden verzameld binnen een onderzoeksgebied, waarbij getrainde speurhonden

kunnen helpen bij de opsporing (Mumma *et al*., 2015). Vossen laten hun uitwerpselen vaak achter op zichtbare plekken als territoriummarkering, wat bemonstering vergemakkelijkt. Haarmonsters kunnen worden verkregen bij burchten of op andere locaties die frequent door vossen worden gebruikt. Daarnaast kan lokmiddel worden ingezet om dieren naar een bemonsteringspunt te lokken, waar een haarval is geplaatst. Hiervoor worden methoden zoals prikkeldraad, kleefstoffen of borstels gebruikt (Kendall & McKelvey, 2008).

Hoewel NGS veel potentieel biedt, heeft de methode ook nadelen. DNA-afbraak in de omgeving kan leiden tot mislukte analyses en laboratoriumkosten kunnen hoog oplopen. Daarnaast is een groot aantal monsters nodig om betrouwbare populatieschattingen te verkrijgen, wat in gebieden met lage densiteiten een uitdaging kan zijn.

#### 6.1.3.1.2 Indirecte telmethoden

***Telmethoden op basis van burchten***

Het tellen van vossenburchten in het voorjaar biedt een indirecte manier om de dichtheid van sociale groepen en het minimumaantal voortplantende individuen te schatten. Voortplantingsburchten worden herkend aan sporen zoals pootafdrukken bij de ingangen en in de nabije omgeving. Daarnaast kunnen kadaverresten, prooiresten, uitwerpselen van jongen en een kenmerkende geur wijzen op een actieve voortplantingsburcht (Heydon *et al.*, 2000).

Vossengroepen brengen doorgaans jaarlijks één worp jongen voort. Daarom kan het tellen van worpen of voortplantingsburchten een inschatting geven van de dichtheid van sociale groepen (Hewson, 1986; Heydon *et al.*, 2000). Omdat elke voortplantingsburcht doorgaans wordt gebruikt door één adult vossenpaar, kunnen burchttellingen tevens een minimumschatting geven van het aantal voortplantende volwassen individuen (Uraguchi & Takahashi, 1998). Echter, de relatie tussen het aantal burchten en de werkelijke dichtheid van sociale groepen of het minimumaantal voortplantende volwassen individuen kan variëren. Zo kunnen dominante moervossen hun worp over meerdere burchten verdelen, terwijl andere in sommige jaren niet tot voortplanting komen. Dit kan zowel tot een overschatting als een onderschatting van de dichtheid van sociale groepen leiden. Om deze vertekeningen te beperken, is het noodzakelijk om correctiefactoren (hieronder toegelicht) toe te passen.

Bij populatieschattingen op basis van burchttellingen moet rekening worden gehouden met niet-voortplantende individuen. In een vossenpopulatie kunnen zich zogenaamde 'floating individuals' (zwervers) bevinden: volwassen vossen die zich niet voortplanten en geen deel uitmaken van een sociale groep (Insley, 1977). In Wales schatte Lloyd (1981) dat 21% van de volwassen vrouwtjes zich niet voortplant. Daardoor geven burchttellingen zonder correctiefactoren een onderschatting van de werkelijke populatiegrootte, omdat deze individuen buiten beschouwing blijven. Sommige auteurs bevelen aan om burchttellingen te combineren met andere methoden (Goszczyński *et al.*, 2008).

Aan het IBW/INBO werden van 1998 tot 2010 vossenburchten gemonitord in een proefvlak van 10 op 10 km in de Vlaamse Ardennen. Het proefvlak bevatte een extra randzone die een interpretatie van randgevallen toeliet. Bij de opstart werd in de winter een gebiedsdekkende kartering uitgevoerd van alle interessante sites waar ooit een burcht zou kunnen gegraven worden. Al deze sites werden vervolgens regelmatig gecontroleerd in het voorjaar. Bij terreincontroles van burchten op korte afstanden van elkaar werden deze zoveel mogelijk simultaan bezocht om dubbeltellingen (door verhuizen of splitsen van nesten) te vermijden. Om te vermijden dat nesten verhuizen van burcht omwille van verstoring werden de burchtcontroles steeds op afstand met de verrekijker uitgevoerd. Om de dichtheid te bepalen werd uitgegaan van één paartje per territorium en 1-2 extra moervossen (Lloyd, 1981) en 1/3 zwervers onder de mannetjes (Harris, 1986). De worpgrootte in het studiegebied bedroeg 5.9 en werd bepaald door een combinatie van volledige nestvangsten en een steekproef van in het studiegebied gedode vossen. Op die manier kon zowel een najaarsstand als een voorjaarsstand (zie 3.1.1.1.1.2) berekend worden. Bij intensieve bejaging zien we vaak dat deze extra moervossen per territorium ontbreken, waardoor de berekende dichtheid eerder een overschatting is van de werkelijke dichtheid.

***Telmethoden op basis van uitwerpselen***

Het tellen van uitwerpselen is een veelgebruikte methode om de aanwezigheid en relatieve populatiegrootte van vossen te monitoren (Cortázar-Chinarro *et al.*, 2019; Davison *et al.*, 2002; D'hondt *et al.*, 2011; Fletcher *et al.*, 2010; Webbon *et al.*, 2004). De methode bestaat uit het systematisch tellen van uitwerpselen langs vaste transecten of binnen afgebakende plots, doorgaans langs paden, wegen of andere lineaire landschapselementen waar vossen vaak hun territorium markeren (Macdonald, 1980; Webbon *et al.*, 2004).

In de praktijk wordt het tellen van uitwerpselen voornamelijk gebruikt als een index voor relatieve populatiegrootte, waarbij het aantal uitwerpselen per kilometer of oppervlak een maat biedt om populaties over tijd en tussen gebieden te vergelijken (Fletcher *et al.*, 2010). Er zijn twee benaderingen: de 'standing crop'-methode, waarbij het totale aantal uitwerpselen in een gebied op een bepaald moment wordt geteld, en de accumulatiemethode, waarbij eerst alle aanwezige uitwerpselen worden verwijderd en na een vaste periode opnieuw wordt geteld hoeveel nieuwe uitwerpselen zijn afgezet (Putman, 1984). Het vertalen van de bekomen index naar absolute schattingen van de populatiegrootte is eerder complex en vereist correcties voor defecatiefrequentie en afbraaksnelheid (Beltrán *et al.*, 1991).

De nauwkeurigheid van de methode is bovendien sterk afhankelijk van de ervaring van waarnemers bij het herkennen en correct identificeren van vossenuitwerpselen, vooral in gebieden waar meerdere roofdiersoorten voorkomen (Davison *et al.*, 2002). Om identificatiefouten te vermijden, kan DNA-analyse worden toegepast. Dit brengt echter extra kosten en verwerkingstijd met zich mee.

***Telmethode op basis van sporen***

Vossensporen kunnen worden geteld op natuurlijke ondergrond, zoals sneeuw of modder, of op kunstmatige ondergrond, zoals geëffend zand of een andere fijnkorrelige ondergrond.

Sporentellingen gebeuren via transecten of spoorstations. Bij transecttellingen wordt een vast traject systematisch gecontroleerd en het aantal vossensporen per eenheid afstand geteld. Kunstmatige spoorstations, bestaande uit geëffend zand of een andere fijnkorrelige ondergrond op strategische locaties, kunnen al dan niet met lokmiddel worden ingezet (Travaini *et al.*, 1996). De resultaten worden uitgedrukt als het aantal sporen per eenheid afstand of het aantal spoorstations met waargenomen sporen.

De betrouwbaarheid van deze methode hangt sterk af van verschillende factoren. De detectie van sporen hangt sterk af van ondergrond en weersomstandigheden: regen en wind kunnen afdrukken uitwissen of vervormen, terwijl een droge of harde ondergrond afdrukken minder zichtbaar maakt. Bovendien vergt de correcte identificatie van vossensporen enige ervaring of opleiding. Ook het gedrag van vossen kan de resultaten beïnvloeden. Het gebruik van specifieke landschapselementen, zoals akkerranden of bosranden, kan ervoor zorgen dat het aantal sporen niet alleen een reflectie is van de populatiedichtheid, maar ook van de ruimtelijke voorkeuren van de soort (Stanley & Bart, 1991).

### 6.1.3.2 Marterachtigen

#### 6.1.3.2.1 Algemeen

Hieronder bespreken we de voornaamste technieken die hedendaags worden toegepast om marterachtigen te monitoren. Zoals bij de meeste roofdieren is het door hun verborgen, maar actieve levenswijze binnen grote leefgebieden zeer moeilijk om betrouwbare schattingen van dichtheden te bekomen, dergelijke schattingen zijn enkel zinvol indien ze op grote schaal worden toegepast (King, 1994).

Diverse technieken zijn echter geschikt om aanwezigheid aan te tonen (Bij12, 2024), of ze kunnen dienen om een maat voor predatoractiviteit te genereren (De Bruyn *et al.*, 2019; National Pest Control Agencies, 2018).

#### 6.1.3.2.2 Sporenonderzoek

Sporenonderzoek is een indirecte methode die zowel het zoeken naar en registreren van zowel pootafdrukken als uitwerpselen omvat. In 2016 werden in 16 landbouwgebieden in Vlaanderen via 2 transecten per gebied naar sporen van marterachtigen in het vroege voorjaar gezocht, in combinatie met gericht cameravalonderzoek in de lente en de zomer. De beide methodes leverden een analoog beeld op over de aanwezigheid van de verschillende soorten (De Bruyn *et al.*, 2019). Omwille van het arbeidsintensieve karakter van het spoorzoeken werd bij een herhaling van de monitoring in 2019 enkel nog met cameravallen gewerkt (De Bruyn *et al.,* 2019).

Voor het monitoren van kleine marterachtigen (wezel en hermelijn) wordt vooral in Australië en Nieuw-Zeeland gebruik gemaakt van sporenbuizen of -tunnels, waarbij de dieren over een inktkussen moeten lopen waarna ze goed zichtbare pootafdrukken achterlaten op het substraat in de buis of

tunnel. De tunnels dienen geplaatst te worden in raaien. In elke raai staan 5 sporentunnels met 100 meter tussenafstand. Elke raai dient zich op minstens 1 km van een andere raai te bevinden. Deze methode genereert een ruwe index van relatieve abundantie, het is geen directe maat voor populatiedichtheid, maar eerder een maat voor activiteit (National Pest Control Agencies, 2018). Voor wezels is de methode gevalideerd (Graham, 2002). In Nederland en bij uitbreiding Europa is er nog maar weinig onderzoek dat het gebruik van sporentunnels bij de monitoring van hermelijn heeft gevalideerd (Bij12, 2024).

#### 6.1.3.2.3 Monitoring met cameravallen

Deze methode is zeer geschikt voor het monitoren van de grotere soorten (steenmarter, bunzing, boommarter). Monitoring met cameravallen kan naast het vaststellen van aanwezigheid nog extra info genereren. In de context van het vaststellen van predatiedruk in weidevogel- of akkervogelgebieden kan het relevant zijn om het aantal bezoeken van marterachtigen aan bepaalde stroken of zones vast te stellen (De Bruyn *et al*., 2019). Het aantal bezoeken omvat zowel het aantal passerende individuen (vaak niet herkenbaar) als het aantal maal dat een individu voor de camera passeert. Op die manier kan een densiteitsactiviteit berekend worden: een maat voor de frequentie waarmee een bepaald gebied door een predator (marterachtige) bezocht wordt (De Bruyn *et al*, 2019).

Om via cameravaldata schattingen van dichtheden te bekomen van individueel herkenbare dieren zoals boommarter (via hun keelvlekkenpatroon) zou gebruik gemaakt kunnen worden van mark-resight modellen, zoals eerder gedaan werd voor Amerikaanse marter (Sirén *et al.*, 2016). Steenmarter en bunzing zijn onvoldoende individueel herkenbaar voor deze methode.

Een andere methode om via cameravaldata dichtheden van zoogdieren te schatten is via Random Encounter Modellen (Rowcliffe *et al.*, 2008), bij roofdieren werd de methode voor het eerst toegepast op boommarter (Manzo *et al.*, 2012). Uit een vergelijkende studie tussen de REM-methode en genetische monitoring van uitwerpselen van boommarter kwam dat de REM-methode de boommarterdichtheid met 60% onderschatte, waardoor de methode als ongeschikt voor boommarter werd bevonden (Balestrieri *et al.*, 2016).

Voor kleine marterachtigen, in het bijzonder voor wezel, zijn cameravallen zonder extra hulpmiddelen geen geschikte monitoringsmethode omwille van hun kleine formaat, snelheid en levenswijze (deels ondergrond of in dichte vegetatie). Dit kan verholpen gebruik te maken van camera's in buizen, eventueel gecombineerd met lokstof (Bij12, 2024). Hermelijnen bevinden zich wat monitoringstechnieken betreft wat tussen wezel en de grotere marterachtigen in, mits een weldoordachte keuze van plaatsing, kunnen ze vrij vlot worden vastgesteld door losse camera's, al blijft valse triggering in het vegetatieseizoen een uitdaging (De Bruyn *et al.*, 2019).

#### 6.1.3.2.4 Genetische monitoring

Uitwerpselen van marterachtigen kunnen langs transecten ingezameld worden voor individuele herkenning via DNA-analyse. Via genetische mark-resight modellen kunnen dichtheden van

marterachtigen in grote blokken landschap worden geschat (voorbeeld bij boommarter: Mergey *et al.*, 2023).

### 6.1.3.3 Roofvogels en kraaiachtigen

Roofvogels en kraaiachtigen die in dit rapport als predatoren worden besproken, zijn net als hun prooisoorten dagactief. Hun monitoring kan daarom op een vergelijkbare manier plaatsvinden als bij akker- en weidevogels, door middel van directe observatie van individuen. Daarnaast kunnen ook indirecte methoden worden toegepast, hetgeen in het geval van bijvoorbeeld territoriale soorten die in lage dichtheden voorkomen in sommige gevallen meer aangewezen is.

#### 6.1.3.3.1 Directe telmethoden

***Territoriumkartering***

Absolute aantallen van broedende roofvogels en kraaiachtigen in een bepaald studiegebied kunnen direct worden bepaald door middel van territoriumkartering. Hierbij worden aantallen, locaties, bewegingen en interacties van individuele vogels systematisch vastgelegd via broedverdachte waarnemingen vanop een reeks telpunten of transecten. Als indirecte aanvullende methode kunnen ‘s winters nesten worden opgespoord, die in het voorjaar worden gecontroleerd. Door herhaalde bezoeken aan hetzelfde gebied kunnen onderzoekers uiteindelijk de broedterritoria in kaart brengen (Vergeer *et al*., 2023). Binnen het BBV project worden absolute aantallen van minder algemene roofvogelsoorten en raaf in Vlaanderen gemonitord door middel van territoriumkartering. Soortspecifieke inventarisatietips zijn te vinden op www.sovon.nl.

***Tellingen***

Een index voor de lokale aanwezigheid van kraaiachtigen en andere algemene soorten kan bekomen worden door het gericht observeren van individuen via punt- of lijntransecttellingen in overeenstemming met gestandaardiseerde protocollen (Luginbuhl *et al.*, 2001; Preininger *et al.*, 2019; Uhl *et al.*, 2018). Omwille van de lagere dichtheden is deze methode minder gebruikelijk voor gerichte monitoring van roofvogels, maar voor bepaalde algemenere soorten zoals buizerd of torenvalk wordt dit wel toegepast (Kenward *et al.*, 2000; Sovon *et al.*, 2025). Net zoals bij bv. nachtelijke tellingen op lijntransecten voor vos (zie 6.1.3.1) moet hier rekening worden gehouden met de variabele waarnemingskans. Dit kan statistisch worden gecorrigeerd, bijvoorbeeld door distance sampling toe te passen binnen dergelijke protocollen (Brussee *et al.*, 2021). Op Vlaams niveau worden punttellingen toegepast om trends van kraaiachtigen en roofvogels te bepalen binnen de ABV- en MAS-projecten (Teunissen *et al*., 2019; Vermeersch *et al*. 2018).

Een andere directe telmethode is slaapplaatstellingen, die gericht zijn op het bepalen van absolute aantallen buiten het broedseizoen. Buiten het broedseizoen verzamelen enkele roofvogelsoorten en kraaiachtigen zich in groep op vaste slaapplaatsen. Door deze locaties systematisch te monitoren, kunnen onderzoekers de populatiegrootte van overwinterende vogels inschatten. Dit wordt bijvoorbeeld toegepast bij de monitoring van de blauwe kiekendief in Vlaanderen (Van Overmeeren & Moeyaert, 2025).

***Afschotcijfers***

Voor bestrijdbare soorten, zoals zwarte kraai en ekster, kunnen afschotcijfers een indicatie geven van zowel de populatiegrootte als de populatietrend (Scheppers *et al.*, 2024). Dit geldt echter alleen wanneer rekening wordt gehouden met externe factoren die de afschotcijfers kunnen beïnvloeden, zoals wijzigingen in de jachtwetgeving of variaties in bestrijdingsinspanning (Scheppers & Casaer, 2008).

***Capture-Mark-Recapture (CMR) methode***

Ook voor kraaiachtigen en roofvogels kan de CMR methode (zie 6.1.3.1) gebruikt worden om een schatting te maken van populatieparameters zoals overleving en emigratie om zo populatiegroottes en trends te bepalen (Lequitte-Charransol *et al.*, 2024). Bij deze soorten, alsook andere vogelsoorten, worden individuen doorgaans voorzien van een kunstmatige markering in de vorm van een metalen ring om een van de poten, waarop een unieke alfanumerieke code staat. Deze markeringen worden aangebracht bij nestjongen of bij vogels die gevangen worden met behulp van vb. netten of vallen door ringers, die in België door het Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen (KBIN) worden gecertificeerd. Terugmeldingen van geringde vogels gebeuren hetzij door ringers die tijdens hun ringactiviteiten een vogel controleren die reeds een ring draagt, door iemand die de vogel dood of gekwetst aantreft of door letale controle in het geval van bestrijdbare soorten zoals zwarte kraai of ekster. Behalve een metalen ring kan er ook gekozen worden om gebruik te maken van andere kunstmatige markeringen, zoals kleurringen of wingtags, met als doel het aflezen van een unieke individuele identificatiecode mogelijk te maken vanop afstand zonder dat de vogel gevangen wordt. Afhankelijk van welke markering wordt toegepast kunnen dus zowel de mark-recapture, mark-shoot als mark-resight methoden toegepast worden.

#### 6.1.3.3.2 Indirecte telmethoden

***Nestkartering***

Een indirecte methode om absolute aantallen van broedende kraaiachtigen en roofvogels te bepalen is nestkartering, waarbij een studiegebied ‘s winters systematisch wordt doorzocht en alle gevonden nesten worden geregistreerd. Behalve in bomen, worden nesten regelmatig op hoogspanningspylonen gebouwd, en toren- en slechtvalknesten soms ook op gebouwen of in nestkasten. Controle van deze nesten in de lente kan de broedzekerheid bevestigen. Voor kiekendieven werkt deze aanpak niet, zij gebruiken jaarlijks nieuwe grondnesten. Voor eksters en zwarte kraaien wordt nestkartering als nauwkeuriger beschouwd dan territoriumkartering, aangezien hun nesten relatief eenvoudig te lokaliseren zijn (De Smet & Roggeman, 2002). Voor roofvogels en raaf, die in lage densiteiten voorkomen, worden beide methoden gebruikt om de omvang van broedpopulaties te bepalen (Hackworth *et al.*, 2022; Hardey *et al.*, 2009). Binnen het BBV-project worden absolute aantallen van minder algemene roofvogelsoorten en raaf in Vlaanderen gemonitord door middel van territoriumkartering. Het BBV-project omvat ook het bepalen van absolute aantallen van roek door het tellen van nesten van roeken in hun kolonies, einde maart of begin april, net voor de bladeren aan de bomen verschijnen.

***Akoestische monitoring***

Een index voor relatieve aantallen kraaiachtigen en roofvogels kan ook bepaald worden op basis van passieve akoestische monitoring, waarbij automatische audio-opnameapparatuur vocalisaties registreert. De frequentie van zulke vocalisaties gedurende een bepaalde tijdsperiode kan toelaten om een schatting te maken van de lokale populatiegrootte van een bepaalde soort. Ook hier dient, net zoals voor punt- of lijntransecttellingen, gecorrigeerd te worden voor variatie in de observatiekans, aangezien bijvoorbeeld vocalisaties minder frequent kunnen zijn buiten de periode voor het broedseizoen wanneer territoria gevestigd worden (Pérez Granados & Traba, 2021).

## 6.1.3.4 Ratten

### 6.1.3.4.1 Directe telmethoden

***Observatie met cameravallen***

Omwille van de verborgen levenswijze en het vaak nachtelijke activiteitspatroon van de bruine rat zijn directe telmethoden waarbij ratten rechtstreeks geobserveerd worden niet mogelijk. Het gebruik van cameravallen laat wel toe om rattenpopulaties op basis van observaties in kaart te brengen (Lathouwers *et al*., 2025). Dit maakt het mogelijk om rattenactiviteit over een langere periode te meten zonder verstoring van hun natuurlijke gedrag (Saad *et al.*, 2021). Uit onderzoek in Nieuw-Zeeland bleek dat deze methode effectief is voor het monitoren van relatieve rattenaantallen. Door het aantal keren dat ratten op beeld verschijnen te tellen, kan een index voor abundantie worden opgesteld (Gronwald & Russell, 2021).

***Vangst***

Levendvangkooien en letale vangstmethoden kunnen ook worden ingezet, vooral in stedelijke omgevingen. Levendvangkooien laten toe om ratten te vangen, merken en weer vrij te laten voor CMR-studies (Cavia *et al.*, 2012). Letale vallen bieden niet alleen een manier om aanwezigheid en activiteit van ratten vast te stellen, maar hebben ook een rechtstreekse impact op de lokale populatie. Studies tonen aan dat deze letale vallen effectieve instrumenten zijn om relatieve populatiedichtheden te meten, vooral in gebieden waar ratten als plaag worden beschouwd (Blackwell *et al.*, 2002; Gronwald & Russell, 2021).

***Capture-Mark-Recapture (CMR) methode***

Ook voor ratten kan de Capture-Mark-Recapture methode gebruikt worden om populatiegrootte en trends in te schatten. Hierbij worden ratten gevangen, voorzien van een unieke markering (zoals een merkteken in het oor, het verwijderen van een (deel van) een teen of een microchip met een Passive Integrated Transponder (PIT) tag en vervolgens vrijgelaten. Door herhaaldelijk te vangen en te markeren kan de populatiegrootte worden geschat (Byers *et al.*, 2019). Deze methode is echter bijzonder arbeidsintensief en levert niet altijd relevante gegevens op over de densiteit van de rattenpopulatie op een bepaalde plaats (Stuyck *et al.*, 2005). Zo blijkt in de praktijk vaak dat levendvangkooien niet succesvol genoeg zijn om de nodige vangsten van bruine rat te faciliteren, en

verdwijnt vaak lokaas in gesloten vallen door andere, kleinere diersoorten. Veel ratten laten zich ook maar één keer vangen, in tegenstelling tot andere in het wild voorkomende knaagdieren. In combinatie met het neofoob gedrag van ratten, wat sowieso een negatieve invloed op de vangkans heeft, is CMR voor bruine rat niet de meest aangewezen monitoringstechniek (Stuyck, 2003). Bijgevolg zullen methoden zoals cameravallen of indirecte methoden zoals het gebruik van tracking plates en sporentunnels effectiever zijn.

#### 6.1.3.4.2 Indirecte telmethoden

Indirecte methoden maken gebruik van sporen en signalen van rattenactiviteit (pootafdrukken, uitwerpselen, holen, sleepsporen) in plaats van directe waarnemingen. Deze technieken zijn vaak eenvoudiger en minder arbeidsintensief, maar geven geen absolute aantallen omtrent de populatiegrootte, het gaat dan meer over aan- of afwezigheid van ratten. Knaagsporen en bijtsporen op hout, plastic en andere materialen kunnen ook een indicatie geven van de aanwezigheid van ratten. Dit wordt soms gebruikt als een ruwe methode om rattenpopulaties te monitoren. Het tellen van holen en nesten is een andere indirecte manier om de aanwezigheid en omvang van een rattenpopulatie te schatten. Studies in zowel stedelijke als agrarische omgevingen tonen aan dat het aantal actieve holen een bruikbare indicator kan zijn voor populatiegrootte, al kunnen externe factoren zoals het weer en verstoring door mensen de interpretatie beïnvloeden (Cavia *et al.*, 2012).

Tracking plates zijn een methode waarbij platen met koolstofpoeder of inkt worden neergelegd op plaatsen waar ratten vermoedelijk passeren. Ratten laten hun pootafdrukken achter, wat onderzoekers toelaat de activiteit in een bepaald (bebouwd) gebied te schatten. Onderzoek op boerderijen in het Verenigd Koninkrijk toonde aan dat tracking plates een goede indicatie geven van rattenactiviteit, al zijn ze minder betrouwbaar bij lage populatiedichtheden (Saad *et al.*, 2021). Gelijkaardig aan tracking plates worden ook sporentunnels gebruikt om rattenactiviteit de kwantificeren (Blackwell *et al.*, 2002). Een andere methode is het registreren van voedselopname. Hierbij wordt lokaas neergelegd en periodiek gecontroleerd om te zien hoeveel ervan is geconsumeerd (RRAC, 2012). Deze methode is vooral nuttig in gesloten agrarische systemen zoals landbouwbedrijven en stedelijke omgevingen, waar rattenvoorkeuren en voedselconcurrentie een grote rol spelen.

## 6.2 Monitoren van predatie

### 6.2.1 Nesten en eieren

Voor het vaststellen van predatie worden verschillende methoden toegepast. Zo worden temperatuurloggers gebruikt in nesten om door een plotse afname in de temperatuur het moment van predatie vast te kunnen stellen (Bolton *et al.*, 2007). Door het tijdstip van predatie vast te stellen kan worden achterhaald of het eerder zoogdieren (voornamelijk nachtactief), dan wel roofvogels of kraaiachtigen (voornamelijk dagactief) zijn die een nest leegroven (Bolton *et al.*, 2007).

Het is niet altijd makkelijk om vast te stellen welke predator verantwoordelijk is voor het leegroven van een nest. Maar het is essentieel om te weten welke predator verantwoordelijk is om de juiste maatregelen te kunnen treffen (Macdonald & Bolton, 2008a, zie ook beslissingsboom Figuur 8). Het gebruik van cameravallen bij nesten (nestcamera's) kan hierbij helpen. Nestcamera's worden vermeld als de minst vertekende methode om zowel nestpredators te identificeren als predatie te kwantificeren (Macdonald & Bolton, 2008b). Desalniettemin kunnen ook deze camera's een effect hebben op de predatie (zie 7.2.2.1).

Analyse van DNA op eiresten kan duidelijk maken welke soort verantwoordelijk is voor predatie (Jonge Poerink *et al.*, 2021). DNA-analyse is vooral geschikt voor het vaststellen van zoogdieren, voor vogels is deze methode minder geschikt (Van der Wal & Teunissen, 2018). Ook biedt DNA-onderzoek geen informatie over het aandeel van verschillende predatoren in het totale predatieverlies. Het gebruik van wassen eieren en/of artificiële nesten is meermaals aangetoond een goede methode te zijn om predatorsoorten te identificeren (Anthony *et al*., 2006; Grant *et al*., 1999; Hannon & Cotterill, 1998; Roos & Pärt, 2004; Stoate & Szczur, 2001): door de tandafdrukken op de eieren te analyseren is vaak een determinatie van de exacte predatorsoort mogelijk. Echter, zoals eerder in dit rapport opgemerkt is er wel een eventuele bias mogelijk door o.a. de geur en kleur van artificiële eieren die predatoren kunnen aantrekken (Purger *et al.*, 2012a; 2012b).

### 6.2.2 Kuikens

Om de predatiegraad in nesten te kwantificeren wordt voornamelijk broedsucces als parameter gebruikt (Bodey *et al.*, 2011; Green & Etheridge, 1999; Malpas *et al.*, 2013; Ratcliffe *et al.*, 2006; Stoate & Szczur, 2001; Teunissen *et al.*, 2005). Het risico bij het gebruik van broedsucces als parameter voor predatiegraad is dat het vaak niet uit te sluiten is wat andere oorzaken van sterfte zijn waardoor dit geen eenduidige index is om predatiegraad mee uit te drukken.

Het opsporen van kuikens van nestvlieders is niet eenvoudig en vereist langdurige observaties of het gebruik van zenders. Het periodiek controleren van nesten van nestblijvers moet zeer omzichtig gebeuren om geen verstoring te veroorzaken of predatoren naar het nest te leiden. Zo kan een geurspoor ongedaan gemaakt worden door een andere maskerende geur te gebruiken. Voor meer details wordt verwezen naar de methodebeschrijvingen in de geciteerde studies.

### 6.2.3 Juveniele en adulte dieren

Het gebruik van zenders en telemetrie kan bij prooisoorten helpen bij het vaststellen van het moment en de veroorzaker van predatie (Bolton *et al.*, 2007; Bowker *et al.*, 2007; Lennox *et al.*, 2023; Redpath *et al.*, 2001). Gepredeerde vogels die gezenderd waren kunnen a.d.h.v. die zender worden teruggevonden. Op basis van de locatie (bv. buizerdnest, vossenhol …) of vraatsporen kan de predator veelal, maar niet altijd, worden gedetermineerd (Jonge Poerink *et al.*, 2021; Laux *et al.*, 2022; Oosterveld, 2022; Teunissen *et al.*, 2005). Hierbij dient opgemerkt te worden dat wanneer de kadavers niet snel ingezameld worden, het niet uitgesloten kan worden dat andere roofdieren of

aaseters deze kadavers opruimen. Dit resulteert enerzijds in een overschatting van het aandeel van predatie wanneer de dieren omwille van andere oorzaken overleden zijn (vb. door landbouwactiviteiten), en anderzijds tot een verkeerde identificatie van de predatorsoort. Zo stelden Bro *et al.* (2001) experimenteel vast dat 8% (N = 40) van geplaatste kadavers van patrijs binnen 24u werd aangevreten door roofvogels. Ook Watson *et al.* (2007a) stelden vast dat bij 31% (N = 30) geplaatste kadavers van patrijs er binnen drie dagen sporen teruggevonden konden worden van vos of waarbij het kadaver verdwenen was. Bij het interpreteren van de bevindingen dient men zich dus bewust te zijn van het feit dat het achterhalen van de primaire doodsoorzaak niet vanzelfsprekend is.

## 6.3 Populatiedynamische kenmerken

Naast het monitoren van aantallen en trends kan het analyseren van specifieke populatiedynamische parameters meer inzicht geven in de oorzaken van wijzigingen in aantallen en trends. De populatiedynamiek is een beschrijving of een voorspelling van de grootte en leeftijdsstructuur van een groep van individuen van een bepaalde soort en hoe dit aantal en de leeftijdsstructuur zal veranderen over de tijd. Centraal zijn er vier belangrijke factoren die de populatiedynamiek bepalen, namelijk de mate van geboorte, sterfte, immigratie en emigratie van dieren.

Door het monitoren van populatiedynamische parameters kan een beter inzicht bekomen worden in de complexiteit van de relaties tussen predatoren en hun prooisoorten. Dit ondersteunt niet alleen wetenschappelijk onderzoek, maar biedt ook waardevolle informatie voor het ontwikkelen van effectief predatiebeheer. Zo is het mogelijk om aan de hand van populatiemodellen de impact van het wijzigen van specifieke parameters op de populatiegroeisnelheid na te gaan, waarmee vervolgens het effect van bepaalde beheermaatregelen ingeschat kan worden.

Het bepalen van populatiedynamische parameters vereist meestal doorgedreven wetenschappelijk onderzoek waarvoor vaak tientallen individuen moeten worden gemerkt, gezenderd of anders gevolgd vooraleer algemene conclusies met voldoende statistische zekerheid kunnen worden getrokken. Zo is het bijvoorbeeld goed mogelijk dat er veel individuele specialisaties bestaan onder ogenschijnlijk generalistische predatoren, zoals bij de grote meeuwen werd vastgesteld (zie 3.5.4). Dergelijke variatie is moeilijk te vatten met kleine steekproeven. Ook kunnen omgevingsfactoren een impact hebben op de parameters, waardoor vaak meerdere studiegebieden vereist zijn om zicht te krijgen op deze ruimtelijke variabiliteit. De meeste parameters vergen lange observatietijd, in het veld of via camera's of zenders. Om het effect van experimentele maatregelen te onderzoeken verveelvoudigt dit.

Net zoals de monitoringsmethoden sterk verschillen afhankelijk van de soort en de situatie, verschillen ook de onderzoeksmethoden voor het bepalen van de populatiedynamische parameters sterk en valt het oplijsten van deze mogelijke onderzoeksmethoden buiten de opzet van dit rapport.

Gelet op de aanzienlijke inspanningen die dergelijk onderzoek vergt, dienen de onderzoeksvragen vooraf goed uitgeschreven te worden en de methodes daaraan aangepast om teleurstellingen bij de

resultaten achteraf te voorkomen. Bij het opzetten van dergelijk onderzoek is het dus nodig om voldoende tijd, materiaal en menskracht te voorzien.

# 7. Aandachtspunten en valkuilen rond predatiebeheer

## 7.1 Met betrekking tot het beheer

### 7.1.1 Schaal predatorbeheersing

In de context van het succesvol bestrijden van soorten speelt de schaal waarop de beheersing toegepast wordt een belangrijke rol. Daar waar een predatorbeheersing op kleine schaal er vaak wel in slaagt om een (tijdelijke) predatiereductie te realiseren, is dit niet voor de hand liggend op grotere schaal, ondanks de inzet van effectieve maatregelen. Een belangrijke verklaring hiervoor is te vinden in het feit dat het gelijktijdig en met voldoende intensiteit inzetten van de maatregelen steeds moeilijker te implementeren is op een toenemende schaal. Hierdoor ontstaan er gaten in het beheerde gebied waar afhankelijk van de mobiliteit van de soort enerzijds de dieren zich tijdelijk kunnen onttrekken aan de bestrijdingsmaatregelen en anderzijds van waaruit dieren via dispersie snel vrijgekomen plaatsen in het gebied terug kunnen innemen. Verschillende factoren kunnen een rol spelen waarom beheermaatregelen in bepaalde zones niet mogelijk zijn. Dit kan te maken hebben met de toegankelijkheid van het gebied voor bestrijding, de waarneembaarheid van de soort, en verschillen in perceptie of motivatie bij de uitvoering van het beheer (Casaer, 2009).

De grootte van het gebied en de mate van versnippering van het beheer bepalen dus mee de effectiviteit ervan. De inzet van effectievere maatregelen en het intensief en jaarlijks toepassen ervan kunnen slechts tot op een zeker niveau het tegenwerkend effect reduceren. Dit maakt dat voor het uitvoeren van effectieve predatorbeheersing vooral gefocust zal moeten worden op korte termijn effecten binnen kleinere afgebakende gebieden waarbinnen het beheer zo homogeen mogelijk uitgevoerd kan worden. De predatorbeheersing op grote schaal met een versnipperde uitvoering biedt hierbij minder kans om effectief te zijn (vb. Rushton *et al.*, 2006).

### 7.1.2 Multisoortenbenadering predatiebeheer en adaptief beheer

Bij de bespreking van de predatie die de doelsoorten ondervinden, kwam naar voren dat telkens meerdere predatoren verantwoordelijk zijn, die kunnen variëren per gebied en per periode. Wanneer predatorbeheersing zich richt op één of enkele van de betrokken predatoren is de uitkomst moeilijk of niet te voorspellen omdat er diverse terugkoppelingsmechanismen spelen, in het bijzonder meso-predator release.

In deze context stelt Roos *et al.* (2018) dat een predatorbeheersing die zich richt op meerdere predatoren meer kans heeft om een detecteerbare toename van de doelsoorten te bekomen dan wanneer een enkele predatorsoort wordt beheerd (zie ook 5.1). Zo stellen de auteurs in hun review dat studies waarbij enkel kraaiachtigen beheerd werden zelden een limiterend effect op de

prooisoort konden vaststellen, terwijl studies waarbij kraaiachtigen, vossen en andere predatoren simultaan beheerd werden meer kans hadden om wel een toename van de prooisoort te bekomen.

Als voorbeeld halen we hier ook een Nederlands proefproject aan waarbij steenmarters werden verwijderd uit 12 weidevogelgebieden in de provincie Friesland gedurende een half jaar in 2021 (Jonge Poerink *et al.*, 2021). Deze 12 gebieden werden specifiek gekozen omwille van een hoge predatiedruk door steenmarter. Het effect van het wegvangen was verschillend tussen de gebieden. Vooreerst was het niet in elk gebied mogelijk om alle steenmarters weg te vangen, waardoor de mate van predatorbeheersing verschilde tussen de gebieden. Daarnaast was de invloed van andere predatoren (vos, zwarte kraai, bunzing) op het nestsucces ook verschillend tussen de gebieden. Het nestsucces in gebieden met predatorbeheersing (waarbij naast alle steenmarters, ook vossen en kraaien tijdens het broedseizoen uit het proefgebied werden verwijderd) lag hierbij significant hoger dan in gebieden zonder predatorbeheersing (Dekker & Jonge Poerink, 2022). De predatorbeheersing betrof hier dus in feite een multisoortenbenadering.

De betrokkenheid van meerdere predatoren bij de predatiedruk van de doelsoorten in combinatie met het feit dat niet alle predatorsoorten letaal beheerd mogen worden in Vlaanderen, maakt dat de effectiviteit van predatorbeheersing zal verschillen tussen gebieden, afhankelijk van de mate waarin compensatie door de andere predatoren een rol zal spelen. Deze gebiedsafhankelijkheid wordt bepaald door factoren zoals de aanwezige predatorsoorten en hun respectievelijke dichtheden, de impact die het predatiebeheer kan realiseren op de betrokken predatoren, de prooibeschikbaarheid en omgevingsvariabelen. Deze onvoorspelbaarheid maakt dat predatorbeheersing best kadert binnen een gebiedsspecifieke en adaptieve beheeraanpak, waarbij via monitoring de effectiviteit van het beheer geëvalueerd wordt en zo nodig kan worden bijgestuurd.

### 7.1.3 Ziekteoverdracht

Zoals in 3.1.1.1.3 toegelicht leidt het niet bejagen van vos tot een lagere verspreiding van parasieten zoals vossenlintworm.

Een duidelijk voorbeeld komt uit Frankrijk, waar vier jaar van geïntensiveerde vossenbestrijding (jaarlijks 35% meer gedode vossen dan voorheen) niet leidde tot een daling van de regionale vossenpopulatie waarbij bovendien de prevalentie van de vossenlintworm in die vossenpopulatie steeg van 40% naar 55%. In de controlegebieden bleef dit percentage gelijk (Comte *et al*., 2017).

In Luxemburg nam analoog aan bovenstaand verhaal de prevalentie van vossenlintworm af van 40% naar 10% na een algeheel jachtverbod op de vos in 2015 (Jacops & Schley, 2022; persoonlijke communicatie Laurent Schley 2024).

Volgens Jiguet (2020) en zoals we eerder zagen in dit rapport heeft de populatie van de vos, ten gevolge van intensieve bestrijding, te maken met toegenomen dispersie en lokale voortplanting (meer jongen en dus meer zwervers). De afname van de besmettingsgraad met vossenlintworm na

het stoppen van de bejaging is te wijten aan de 'sociale omheining' (begrip van Hestbeck, 1982): de territoriumhouders overleven langer binnen hun territorium en er zijn minder jongen die gaan disperseren en de bestaande bezette, met geurvlaggen en sporen gemarkeerde of 'omheinde' territoria vermijden. Er is globaal dus minder beweging in de vossenpopulatie en dus ook in de verspreiding van ziektes en parasieten.

Daarnaast zijn woelmuizen het klassieke stapelvoedsel van de vos. Woelmuizen zijn tussengastheer in de cyclus van de teek die drager is van verschillende bacteriën die onder andere de ziekte van Lyme veroorzaken. De dichtheid van geïnfecteerde nimfen van teken (DIN) is een sleutelparameter voor het risico op tekenoverdraagbare ziekten en wordt vooral bepaald door de dichtheid van reservoir-competente gastheren en hun tekenlast. Predatoren zouden dit risico mogelijk beïnvloeden door de gastheerdichtheid te verlagen door predatie maar ook onrechtstreeks door hun aanwezigheid waardoor de gastheer zich minder verplaatst, wat evengoed de tekenlast doet verminderen (Hofmeester *et al*., 2017).

Hofmeester *et al*. (2017) onderzochten of predatoractiviteit via knaagdierdichtheid en tekenlast de DIN beïnvloedt en toonden een indirecte negatieve correlatie aan waarbij dat de larvale tekenlast bij rosse woelmuizen en bosmuizen afnam met toenemende activiteit van vos en steenmarter. In gebieden met meer vossen en steenmarters hadden de muizen dus een lagere larvale tekenlast, wat het risico op verspreiding van tekenoverdraagbare ziekten vermindert.

Naar aanleiding van deze resultaten stelt Jiguet (2020) zich de vraag hoe de vossenschade aan pluimvee en jachtwild economisch in verhouding staat tot de ecosysteemdiensten van het verminderen van pestsoorten (woelmuizen) en ziektes door een onbejaagde vossenpopulatie. In Vlaanderen noch daarbuiten bestaan daar cijfers van.

### 7.1.4 Referentiekader (shifting baselines)

Populatiedoelen zijn een handig instrument om acties aan te toetsen. Voor een aantal soorten werd dit al gedaan en in Europese regelgeving verankerd in de 'gewestelijke instandhoudingsdoelstellingen'. Naast populatiedoelen zijn daarin ook doelen voor het areaal en de kwaliteit van de leefgebieden opgenomen. Het opstellen van populatiedoelen dient op een ecologisch verantwoorde manier te gebeuren, in de eerste plaats op basis van de noden van de soort, rekening houdende met vergelijkbare dichtheden in referentiegebieden en kennis uit het verleden. In deze context kan het shifting baseline syndrom aangehaald worden. Het shifting baseline syndroom verwijst naar het fenomeen waarbij het referentiekader bij een achteruitgang van de biodiversiteit generatie na generatie naar lagere verwachtingen verwijst. De term werd in 1995 gelanceerd door Daniel Pauly (zie Soga & Gaston, 2018).

Voor wat betreft een referentiekader voor weidevogels valt op te merken dat de periode van optimale landbouwintensiteit en weidevogeldichtheden samenviel met het historisch dieptepunt van roofdieren in het landschap. Sindsdien hebben verschillende predatorsoorten een onmiskenbare

comeback gerealiseerd als resultaat van een gewijzigd faunabeleid en actieve beschermingsmaatregelen. Dat de aanwezigheid van deze predatoren in Vlaanderen sindsdien een andere dynamiek bij de verschillende prooisoorten teweegbracht heeft dan in een daarvoor predatorarm landschap is niet verwonderlijk. Tegelijk is een kritische reflectie wenselijk over het gehanteerde referentiebeeld. De terugkeer van roofdieren na een paar eeuwen systematische bestrijding en (bijna) uitroeiing en het herstel van meer complexe levensgemeenschappen lijkt niet altijd meer compatibel te kunnen zijn met het beeld van vroegere situaties (Van Den Berge & Gouwy, 2021).

In dat opzicht zou men kunnen overwegen om bij het opstellen van populatiedoelstellingen in kader van natuurbehoud ook rekening te houden met de huidige en toekomstige mogelijkheden om de betrokken leefgebieden opnieuw gunstig in te richten. Dit omdat de ecologische haalbaarheid van dergelijke doelstellingen mogelijk verkeerd is ingeschat voor een omgeving waar roofdieren opnieuw in hogere dichtheden aanwezig zijn (Van Den Berge & Gouwy, 2021). Met welk lager populatieniveau we nog tevreden kunnen zijn is deels een ethische kwestie. Voor een aantal soorten zijn wel zoals hoger aangehaald wettelijke minimale populatiegroottes bepaald in de instandhoudingsdoelen.

### 7.1.5 Nulbeheer versus huidig beheer

Met een veranderende tijdsgeest waarbij steeds meer belang gehecht wordt aan de impact op dierenwelzijn als gevolg van letale en niet letale methodes (de Ridder & Knight, 2024) en met het wetenschappelijk debat, met tegenstrijdige conclusies over de effectiviteit van het afschot (Ruette & Albaret, 2011) kan de vraag gesteld worden of bejaging of bestrijding wel gewenst is. Er bestaan voorbeelden van succesvolle projecten met nulbeheer op vos in het kader van ziektebestrijding. Met nulbeheer sluiten we predatorbeheersing uit als vorm van predatiebeheer.

Louter vertrekkende vanuit de ecologie van vossen lijkt het in eerste instantie niet de meest aangewezen strategie om in te zetten op een intensieve bestrijding van de volledige vossenpopulatie. Door hun territoriaal gedrag gaat het immers niet over de aanwezigheid van veel of weinig dieren maar over de aan- of afwezigheid van de desbetreffende predator. Een wetmatigheid die opgaat voor de meeste roofdieren (Van Den Berge & Gouwy, 2021). Met die nuance dat er bij aanwezigheid lokale schommelingen zijn van het aantal aanwezige dieren ten gevolge van aanwas en sterfte. Het is momenteel ook onbekend wat (op termijn) nulbeheer voor grondbroeders zou betekenen in een Vlaams landschap. In essentie willen we hier en in hoofdstuk 9.5 nagaan in welke mate het risico op predatie verschilt tussen het huidige beheer en een situatie van nulbeheer.

We weten dat de vos via verschillende compensatiemechanismen (verhoogde overleving en reproductie, dispersie) reageert op een afnemende populatiedichtheid ten gevolge van bestrijding, zie ook hoofdstuk 3.1.1.1. De kans bestaat dat de gevolgen van de compensatiemechanismen die erop gericht zijn om de populatie te herstellen, meer schade veroorzaken dan de schade die we willen vermijden. Er worden dan meer jonge vossen geboren en grootgebracht. De energiekost in termen van het nodige voedsel van een populatie met beheer kan daardoor mogelijk gelijk of zelfs

hoger zijn dan een niet beheerde populatie. Zelfs al is predatie in zijn geheel (op landschapsschaal) mogelijk niet verhoogd omdat de populatiedichtheid van vos is verlaagd ten gevolge van het ingestelde beheer, dan nog kan predatie lokaal in de nabijheid van akker- en weidevogelgebieden wel hoger zijn omdat de vossennesten daar in de buurt dus ook meer jongen voortbrengen. Daarbij komt dat jonge vossen gevoederd worden tijdens de meest kritieke periode voor akker- en weidevogels.

Veel studies met betrekking tot het beheer en de impact van vos als predator werden uitgevoerd op vossenpopulaties die reeds gedurende vele jaren bejaagd of bestreden werden. In het buitenland gaat dit dan vaak gepaard met beheersmaatregelen die hier verboden zijn, maar die ervoor zorgen dat de impact op de vossenpopulatie vele malen groter is. Als de vossen bij aanvang van de studie dan toch nog niet of eerder in beperkte mate bestreden werden, was een meer intense bestrijding vaak het onderwerp van de studie waardoor alsnog de vossenpopulatie in een verhoogde staat van reproductie werd gebracht. De respons ten gevolge van de compensatiemechanismen kan dan onrechtstreeks leiden tot een hogere kans op predatie en dus een vertekend beeld geven van de studieresultaten. Een goede reden om ook nulbeheer als alternatief beheer te evalueren en te vergelijken met het bestaande beheer of andere alternatieve vormen van beheer.

Ook bij kraaiachtigen kan er sprake zijn van compensatiemechanismen in reactie op bestrijding (zie 8.1.2.2). Het verwijderen van dominante, territoriale individuen van zwarte kraai en ekster kan leiden tot een instroom van zwervende, niet-territoriale individuen die eerder uit het gebied waren geweerd. Wanneer hun aanwezigheid leidt tot de vestiging van minder dominante broedparen op kleinere territoria, kan de lokale dichtheid van kraaiachtigen toenemen (Desmet & Roggeman, 2002; Betz Heinemann *et al*., 2020). Hierdoor moeten meer paren op een beperkte ruimte foerageren, wat de predatiedruk mogelijk kan verhogen en het beoogde effect van bestrijding teniet kan doen. Daarnaast kan effectieve bestrijding van territoriale paren, waarbij de territoria binnen een broedseizoen niet opnieuw worden ingenomen door herhaaldelijke bestrijding, bijdragen aan populatiegroei. Minder concurrentie om voedsel maakt het overgebleven broedparen makkelijker om succesvol te broeden of meerdere nestpogingen te ondernemen, wat het aantal jongen kan verhogen (Preininger *et al*., 2019).

In de huidige situatie kan een beperkt aantal van de predatoren ter bescherming van akker- en weidevogels beheerd worden nl. vos, kraaiachtigen (zwarte kraai en ekster), bruine rat en in mindere mate huiskat. Voor alle andere predatoren zijn er momenteel geen beheeropties. Veel van deze soorten zijn wettelijk beschermd en doen het momenteel zelf ook niet goed. Het is dus geen optie om predatorbeheersing uit te breiden naar alle soorten. Door de vele interacties die er zijn tussen de verschillende predatorsoorten (zie hoofdstuk 2), bestaat de kans dat de effecten van het beheer van de beheersbare soort tenietgedaan worden door de aanwezigheid en gedrag van de andere predatoren (meso-predator release). Daarnaast is het ook niet wenselijk om bijvoorbeeld de populaties van vos en kraaiachtigen tot een uiterst minimum te herleiden. Ook het uitroeien van een inheemse soort zoals vos, kan niet aan de orde zijn (Minaraad, 2011).

We besluiten dus dat het instellen van nulbeheer als alternatief voor de huidige predatorbeheersing van vos en kraaiachtigen overwogen kan worden, of onderzocht en geëvalueerd kan worden net zoals ook Lieury *et al.* (2015) dit voorstellen.

Nulbeheer is ook een optie voor locaties waar de doelsoorten (nagenoeg) afwezig zijn, zoals bijvoorbeeld in overwegend beboste of halfopen landschappen en op plaatsen waar geen effectief beheer mogelijk is en predatorbeheersing niet leidt tot een effectieve bescherming van de doelsoorten. Tenzij de bejaging of bestrijding van de predatoren kadert binnen andere doelstellingen dan het verminderen van de predatiedruk op grondbroedende akker- en weidevogels.

## 7.2 Met betrekking tot monitoringstechnieken en interpretatie

### 7.2.1 Efficiëntie van maatregelen

Efficiëntie en effectiviteit zijn twee kenmerken van maatregelen die vaak gehanteerd worden bij de keuze van het inzetten van maatregelen (zie 5.1). Effectiviteit gaat hierbij over de mate waarin de maatregel leidt tot het bereiken van de vooropgestelde doelstelling. De effectiviteit van een maatregel kan dus verschillen afhankelijk van de gekozen doelstelling en de strategie waarbinnen de maatregel ingezet wordt. Efficiëntie is een maat voor de inspanning die geleverd wordt om een maatregel uit te voeren. Efficiëntie staat los van effectiviteit en dus de gekozen doelstelling, maar is wel afhankelijk van verschillende factoren waaronder de periode van het jaar en de populatiedensiteit van de soort waarop ingegrepen wordt, etc. (Reynolds, 2000).

Daar waar efficiëntie relatief eenvoudig te meten is, is het nagaan van de effectiviteit van een individuele maatregel vaak geen eenvoudige opdracht (zie 5.1). Hoewel effectiviteit een zeer belangrijk element is in het opstellen en evalueren van het predatiebeheer, bestaat daarom de valkuil er in om enkel te kijken naar efficiëntie.

Efficiëntie wordt bepaald door verschillende aspecten, waaronder de ervaring van de gebruiker en de correcte uitvoering van de maatregel op het terrein (vb. juiste opstelling, locatie, etc.), die bovendien sterk gecorreleerd kunnen zijn (Ruette *et al*., 2003). Ook het moment van het jaar waarin de maatregel uitgevoerd wordt heeft een grote invloed op de efficiëntie. Zo resulteert de hoge dichtheid van vossen in het najaar door de reproductie, met een grote proportie aan naïeve subadulten, vaak in een hogere efficiëntie in vergelijking met het voorjaar (Reynolds, 2000). Deze hogere efficiëntie vertaalt zich echter niet in een hogere effectiviteit wanneer de doelstelling het verminderen van de predatiedruk tijdens de voortplantingsperiode is.

Naast de fluctuatie in populatiedensiteit ten gevolge van reproductie doorheen het jaar, spelen ook verschillen in populatiedensiteit tussen gebieden een rol bij het evalueren van efficiëntie. In gebieden met een hoge populatiedensiteit zal de efficiëntie hoger liggen dan in gebieden met een lagere populatiedensiteit, zelfs als de andere aspecten die efficiëntie beïnvloeden vergelijkbaar zijn.

Bij het vergelijken van de efficiëntie van maatregelen dient men zich bewust te zijn van de aspecten die deze kunnen beïnvloeden. Daarnaast is de efficiëntie van verschillende maatregelen niet steeds eenvoudig te vergelijken, aangezien de tijdseenheid voor het berekenen van de efficiëntie niet noodzakelijk een maat is voor de te leveren inspanning. Zo wordt bijvoorbeeld het gebruik van vallen gekenmerkt door een lage vangstfrequentie per dag en per val, maar vergen deze geen permanente menselijke inspanning tijdens het vangen, in tegenstelling tot bijvoorbeeld aanzitjacht met het geweer.

Desalniettemin kunnen de te leveren inspanningen wel een belangrijke rol spelen in de kosten-baten (financiële) analyse van een bepaalde maatregel (Casaer, 2009).

## 7.2.2 Gebruik van cameravallen

### 7.2.2.1 Monitoring van vogelnesten met cameravallen

Wanneer cameravallen worden toegepast voor het monitoren van nesten is het belangrijk om te weten dat deze als herkenningspunt voor predatoren kunnen fungeren. Zo zagen onderzoekers dat kraaiachtigen leren dat het gebruik van markeringen voor broedplaatsen of cameravallen een voedselbron aanduidt. Ze zijn zelfs in staat hun langetermijngeheugen te gebruiken om een jaar later eieren te zoeken op precies dezelfde plek. Dit illustreert hoe kraaiachtigen menselijk handelen benutten (Henden *et al.*, 2025; Teunissen *et al.*, 2020). In Arctisch Noorwegen hadden camera's op nesten een extreme predatiegraad door raven tot gevolg, ook bij nesten in hoge vegetatie die zonder camera's minder gemakkelijk gevonden werden (Henden *et al.*, 2025).

Ook stelden onderzoekers vast dat door het bezoeken van nesten in het kader van hun onderzoek de kans op predatie verhoogd werd. Per bezoek nam de kans op uitkomst van een nest met 10% af. In totaal nam de kans op succes hierdoor met 30 tot 35% af (Teunissen *et al.*, 2005). Omgekeerd kan neofobie van predatoren de predatiegraad net doen dalen bij gebruik van camera's op nesten (Richardson *et al*., 2010).

Bij het opstellen van een studieopzet moet rekening gehouden worden met de mogelijke effecten van cameravallen en de bijbehorende nestbezoeken door onderzoekers op de predatiekans. Potentiële effecten kunnen deels vermeden worden door protocollen te hanteren die visuele en geursporen zoveel mogelijk beperken. Daarnaast kunnen controlegroepen binnen de studieopzet worden ingezet om het effect van de aanwezigheid van cameravallen te isoleren en te evalueren (Richardson *et al*., 2010).

### 7.2.2.2 Monitoring van vossenburchten met cameravallen

Vossen zijn heel gevoelig voor verstoring bij de burchtsite. Visuele controle van vossenburchten (zie 6.1.3.2.1) dient dan ook op een afstand met de verrekijker te gebeuren (Lloyd, 1981). Het plaatsen en controleren van camera's bij burchten kan niet van op afstand, en kan dan ook het verhuizen van vossennesten tot gevolg hebben, waardoor het een minder goede monitoringsmethode is.

### 7.2.3 Gebruik van artificiële nesten

Onderzoek rond nestpredatie gebeurt vaak met behulp van experimentele studies waarbij artificiële nesten, gevuld met eieren gemaakt van plasticine, kippeneieren of kwarteleieren gemonitord worden. Deze methode is waardevol om te analyseren welke omgevingsfactoren en eigenschappen van predatoren een rol spelen bij predatie. Echter, de resultaten mogen niet direct worden geïnterpreteerd als een weergave van de daadwerkelijke predatiedruk op grondbroedende vogels. Bij de interpretatie van dergelijke studies is het essentieel om te overwegen of kunstmatige nesten een realistisch beeld geven van de predatiedruk op natuurlijke nesten. Hoewel sommige studies die natuurlijke en artificiële nesten vergelijken, suggereren dat de absolute predatiepercentages vergelijkbaar zijn (Kurucz *et al.*, 2012; Yahner *et al.*, 1993), tonen andere studies aan dat kunstmatige nesten hogere (Davison & Bollinger, 2000; King *et al.*, 1999; Moore & Robinson, 2004) of lagere (Roper, 1992; Vander Haegen *et al.*, 2002) predatiepercentages ervaren dan natuurlijke nesten.

De verschillen tussen natuurlijke en artificiële nesten worden toegeschreven aan verschillende factoren (Zanette, 2002). Zo kunnen bijvoorbeeld de nestconstructie en zichtbaarheid van artificiële nesten, alsook de geur of het uitzicht van de eieren die gebruikt worden de kans op predatie vergroten of verkleinen (Rangen *et al.*, 2000). Bovendien kan de afwezigheid van ouderlijke zorg bij artificiële nesten de activiteit van roofdieren vergroten of verkleinen in vergelijking met natuurlijke nesten (Swanson *et al.*, 2012), terwijl een verhoogde dichtheid van artificiële nesten de predatiepercentages kan verhogen (Martin, 1988). Ten slotte kan de activiteit van onderzoekers de predatie-intensiteit van zowel kunstmatige als natuurlijke nesten beïnvloeden (Ibáñez-Álamo *et al.*, 2011). We kunnen dus concluderen dat het gebruik van deze methode enkel kan worden toegepast in combinatie met een validatie op basis van van echte nesten van de doelsoort (Berry & Lill, 2003; Davison & Bollinger, 2000; King *et al.*, 1999; Weidinger, 2001).

# 8. Predatiebeheerplan en -strategieën

## 8.1 Algemeen

Beheerstrategieën in het kader van predatiebeheer hebben betrekking op de periode en de inzet van de verschillende maatregelen waarmee getracht zal worden het doel van het predatiebeheer (namelijk het reduceren van de predatiedruk) te bereiken. Een predatiebeheerplan omschrijft de verschillende strategieën per predatorsoort en kan ook motiveren waarom en hoe bepaalde keuzes gemaakt werden (zie 5.2 en 5.3).

Het jaaroverzicht met de gevoelige perioden voor predatie (zie 4.11) illustreert dat de belangrijkste periode voor grondbroedende akker- en weidevogels de broedperiode is. De exacte periode verschilt per soort, maar situeert zich tussen maart en augustus. De strategie van het predatiebeheer moet er in de eerste plaats op gericht zijn om de predatiedruk in deze periode te verminderen. Uit het jaaroverzicht blijkt tevens dat verschillende predatoren verantwoordelijk zijn voor de predatiedruk die elke doelsoort ondervindt. Dit betreft zowel predatoren die actueel gedood of verwijderd kunnen worden, maar evengoed predatoren waarvoor letale maatregelen niet ingezet mogen worden. Voor een effectief predatiebeheerplan zal het dan ook steeds noodzakelijk zijn om in te zetten op niet-letale maatregelen, al dan niet geflankeerd met letale maatregelen.

Gegeven het feit dat de gevoelige perioden min of meer gelijklopend zijn tussen de verschillende doelsoorten, bespreken we eerst de mogelijke strategieën per predatorsoort en gaan daarna dieper in op mogelijke verschillen in de inzetbaarheid van deze strategieën tussen de doelsoorten.

Voor de keuze van het al dan niet inzetten van letale maatregelen binnen een predatiebeheerplan dient eerst de beslissing genomen te zijn door het beleid of de predatorsoort überhaupt al dan niet gedood mag worden. Vervolgens kan er voor deze soorten waarvoor het is toegestaan, door de beheerders geëvalueerd worden in welke mate letale maatregelen opgenomen zullen worden in het predatiebeheerplan. Naast ecologische argumenten kunnen ook andere argumenten bij beide afwegingen meegenomen worden, waaronder ethische aspecten, dierenwelzijn of maatschappelijke standpunten (zie 5.5.1). Voor de verdere bespreking van de inzet van letale maatregelen beperken we ons tot de predatorsoorten die actueel gedood of verwijderd mogen worden (zonder hiervoor afwijkingen te moeten bekomen op de huidige regelgeving, zie 5.5.2). De enige predatoren waarop in het kader van faunabeheer actueel letale maatregelen mogen worden toegepast zijn: vos, zwerfkatten, bruine rat, zwarte kraai en ekster.

## 8.1.1 Vos

### 8.1.1.1 Inzet niet-letale maatregelen

Niet-letale maatregelen die predatie door vos kunnen verminderen zijn: het plaatsen van predatorwerende omheiningen, het plaatsen van individuele beschermingskooien en kleinschalige elektrische rasters omheen nesten, het gebruik van akoestische afschrikmiddelen in de directe omgeving van een nest en biotoopbeheer. De keuze van de niet-letale maatregelen is afhankelijk van de prooisoort. Zo kan het afrasteren van percelen met predatorwerende omheiningen zeer effectief zijn voor de bescherming van koloniebroedende vogels maar niet toepasbaar voor prooisoorten die niet in groep broeden zoals de meeste akkervogels. Wanneer nesten van de prooisoorten gelokaliseerd kunnen worden, kunnen individuele beschermingsmaatregelen ingezet worden.

Biotoopbeheer is een niet-letale maatregel die voor alle prooisoorten nuttig is. Hoe dit biotoopbeheer er precies dient uit te zien is dan weer afhankelijk van de prooisoort en wordt daarom afzonderlijk bij de prooisoorten besproken.

Het niet meer bejagen van vos is ook een potentiële niet-letale maatregel die mogelijk zou kunnen bijdragen aan een verminderde predatiedruk (zie ook 7.1.5 en 9.5).

### 8.1.1.2 Inzet letale maatregelen

#### 8.1.1.2.1 Mogelijke strategieën

Bij vos kan als doel van het predatiebeheer het reduceren van de predatiedruk door vos op een bepaalde prooisoort gedurende het broedseizoen worden vooropgesteld. De inzet van letale maatregelen voor vos moet daarom resulteren in een vermindering van het aantal vossen die prederen op de prooisoort in deze specifieke periode. Deze doelstelling zou theoretisch op twee verschillende manieren gerealiseerd kunnen worden, enerzijds door een jaarronde verlaging van de vossenpopulatie en anderzijds door een tijdelijke verlaging van de vossenpopulatie gedurende de broedperiode (zie ook Casaer, 2009). De inzet van letale maatregelen in Vlaanderen is actueel verboden gedurende de voortplantingsperiode van de vos, met uitzondering van bijzondere veldwachters die vossen het hele jaar door kunnen bestrijden. Deze periode loopt van 1 maart tot en met 14 mei. Omwille van dit verbod zou de tijdelijke verlaging van de vossenpopulatie gedurende de broedperiode van de prooisoorten opgedeeld kunnen worden in enerzijds een tijdelijke verlaging door te voorkomen dat vossenjongen geboren worden (voor 1 maart) en anderzijds een tijdelijke verlaging door het tegengaan van de populatiepiek nadat de vossenjongen geboren werden (na 14 mei).

Dit maakt dat de inzet van letale maatregelen voor vos kan kaderen binnen drie mogelijke strategieën, namelijk:

1) Een jaarronde reductie van de populatie
2) Een tijdelijke reductie van de populatie door het voorkomen van de populatiepiek
3) Een tijdelijke reductie van de populatie door het reduceren van de populatiepiek

#### 8.1.1.2.2 Jaarronde reductie

Een jaarronde reductie vereist een intensieve en vaak aanhoudende inzet van letale methoden om de vossenpopulatie het hele jaar door effectief te verminderen of te stabiliseren. Een belangrijke reden hiervoor is het grote dispersievermogen van de vos waardoor immigratie van dieren van ver buiten de beheerde terreinen de impact van de maatregelen snel teniet zal doen (zie 3.1.1.1). Een andere reden is het feit dat maatregelen zelden over een grotere oppervlakte gelijktijdig en met voldoende intensiteit uitgevoerd kunnen worden, waardoor er in de praktijk steeds voldoende dieren in leven blijven die telkens weer de vrijgekomen plaatsen zullen innemen. Hoewel verschillende wetenschappelijke studies aantonen dat het toepassen van één of een combinatie van verschillende maatregelen op lokale schaal een vossenpopulatie effectief jaarrond kan reduceren, is het realiseren van deze doelstelling op een grotere schaal of op een lokale schaal waar het beheer niet homogeen toegepast kan worden (bijvoorbeeld door het voorkomen van zones in het gebied waar er geen maatregelen genomen kunnen worden) vaak minder of helemaal niet haalbaar.

Gegeven het versnipperde Vlaamse landschap, in de context van de toepasbaarheid van letale maatregelen, lijkt het streven naar een jaarronde reductie van de populatiedensiteit van vos geen realistisch scenario als strategie met het oog op het reduceren van de predatiedruk (zie Casaer, 2009 voor meer informatie).

#### 8.1.1.2.3 Voorkomen van de populatiepiek

De vossendichtheid is het hoogst met de geboorte van de jongen rond eind maart. Al van tijdens de dracht en in toenemende mate tijdens de lactatie, maar zeker vanaf het spenen van de jonge vossen zal de voortplantingsfase meer en meer energie vergen, wat zich vertaalt in een toegenomen predatiedruk gedurende de maanden mei en juni. Immers, zodra de jongen na een maand oud te zijn vast voedsel beginnen te consumeren, beginnen de ouderdieren intensief en selectief op jacht te gaan om hun nestjongen voedsel te verschaffen. Om deze populatiepiek en de hieraan gekoppelde toename in predatiedruk door vos te voorkomen, kan een beheerstrategie voor vos er in bestaan om het aantal jongen te verlagen voordat ze geboren worden. Deze strategie focust er zich op om voor 1 maart het aantal drachtige moeren te reduceren. Hoewel er per familiegroep slechts één nest grootgebracht wordt per jaar, worden nagenoeg alle moeren binnen de familiegroep gedekt en drachtig (Reynolds, 2000). Omdat de strategie de nadruk legt op het reduceren van het aantal drachtige moeren, komt dit dus overeen met het reduceren van zoveel mogelijk moeren.

De paartijd bij de vos valt in december tot februari, met een piek in januari. Gelet op het feit dat gedode vossen snel vervangen worden door immigratie, heeft het weinig effect om letale maatregelen vóór deze periode in te zetten. Nieuwe dieren zullen immers de vrijgekomen plaats snel innemen en in de paartijd drachtig worden. Op deze manier zullen minder jongen geboren worden in hetzelfde voorjaar en wordt de populatiepiek tijdelijk gereduceerd, maar wel in de periode die

relevant is voor de prooisoorten. De populatiedensiteit zal zich omwille van immigratie tegen het volgende voorjaar echter op hetzelfde niveau herstellen.

De strategie vereist de inzet van maatregelen gedurende de paartijd van de vos, namelijk in december tot februari, waarbij getracht wordt om zoveel mogelijk vrouwelijke vossen te verwijderen. Merk op dat gedurende de voortplantingsperiode de burcht meestal alleen gebruikt wordt door drachtige vrouwtjes. Geruime tijd voor het werpen trekt de moer zich terug in de burcht, waarbij de rekel haar voedsel zal aanbrengen. Dit maakt dat maatregelen die zich focussen op het verdrijven van vossen uit dekking of schuilplaatsen overdag, minder effect zullen hebben op het aandeel vrouwelijke vossen tijdens deze periode. Maatregelen, zoals kast- en kooivallen, die vereisen dat de dieren zich verplaatsen, bijvoorbeeld voor het foerageren, zullen minder effectief zijn op het einde van de paartijd, wanneer drachtige moeren zich hebben teruggetrokken in de burcht.

**8.1.1.2.4 Reduceren van de populatiepiek**

Zoals hoger beschreven vindt de geboortepiek plaats rond eind maart. Wanneer de jongen een maand oud zijn beginnen ze vast voedsel te consumeren. Tijdens de maanden mei en juni worden de jongen intensief van voedsel voorzien door de ouderdieren. Gedurende deze maanden concentreren de ouderdieren zich op het segment van hun voedselgamma dat de hoogste voedingswaarde heeft (dierlijk proteïne) en het meest rendabel is om naar de burcht te brengen. Vanaf de maand juli beginnen de vossenjongen steeds meer zelf actief op zoek te gaan naar voedsel in aanvulling op wat ze van de moervos nog af en toe aangeboden krijgen. Makkelijk en soms overvloedig voedsel zoals valfruit en makkelijke en soms heel talrijk voorkomende prooien (zoals sprinkhanen en woelmuisnesten) vormen dan het basisrantsoen (Casaer, 2009). Moeilijke prooien (grotere dieren) vormen hierbij eerder uitzonderlijk een aanvulling. Dit maakt dat de grootste predatiedruk op grondbroedende akker- en weidevogels door vos dan ook plaatsvindt ongeveer een maand na de geboortepiek tot wanneer de jongen zelf beginnen foerageren, namelijk tussen de maanden mei en juni. Een beheerstrategie voor vos kan er hierdoor uit bestaan om op dat moment de vossenpopulatie te reduceren. Gedurende deze periode wordt dan gefocust op het doden van ouderdieren vanaf 15 mei. Het doden van de vossenjongen zal weinig effect hebben op de predatiedruk voor de doelsoorten aangezien de jongen zich in deze periode voeden met andere prooien. Concreet worden letale maatregelen in het kader van deze strategie ingezet in de periode vanaf 15 mei tot begin juli (wanneer de jongen nog af en toe voedsel aangeboden krijgen door de ouderdieren).

Gedurende deze periode zijn de nachten het kortst waardoor de kans groter is om de dieren in het daglicht waar te nemen. Tegelijkertijd vormt de nog hoge vegetatie een nadeel, er is dus veel dekking aanwezig voor de vos om zich ongemerkt te verplaatsen. Ook staan de gewassen nog op de velden. Maatregelen waarvoor het noodzakelijk is om de dieren overdag uit de dekking te verjagen zijn dan ook praktisch niet uitvoerbaar.

## 8.1.2 Kraaiachtigen

### 8.1.2.1 Inzet niet-letale maatregelen

De kans op predatie van grondbroedende akker- en weidevogels door kraaiachtigen, met name ekster en zwarte kraai, kan verminderd worden door het nemen van specifieke maatregelen die ingrijpen op de aanwezigheid van kraaiachtigen gedurende de periode dat deze doelsoorten kwetsbaar zijn voor predatie door kraaiachtigen, wanneer ze eieren of jongen hebben, ofwel er voor zorgen dat de aanwezige kraaiachtigen minder geneigd zijn om tot nestpredatie over te gaan. Preventieve methoden die worden gebruikt om gewasschade te voorkomen, zoals akoestische en visuele afschrikmiddelen of afschermende netten, kunnen effectief zijn in de landbouw (Enos *et al.*, 2021), maar zijn niet geschikt om predatie te voorkomen vanwege hun mogelijke nadelige effecten op de doelsoorten.

Andere maatregelen kunnen mogelijk wel effectief zijn. Het beperken van hoge bomen in belangrijke broedgebieden voor weide- en akkervogels kan helpen om zowel uitkijkposten als broedgelegenheid voor kraaiachtigen te verminderen (Oosterveld, 2011). Daarnaast kan maaibeheer in deze gebieden mogelijks worden afgestemd op het beperken van predatie door kraaiachtigen, namelijk door de vegetatie voldoende hoog te houden zodat dekking wordt geboden en het foerageren op de grond wordt bemoeilijkt (Bravo *et al.*, 2022). Ook zouden landschapsinrichtingsmaatregelen gericht op het vergroten van alternatieve voedselbronnen die afnemen omwille van intensieve landbouw, zoals ongewervelde prooien (regenwormen, spinnen, insecten(larven)), gedurende de periode dat grondbroedende akker- en weidevogels gevoelig zijn voor predatie door kraaiachtigen de kans op predatie kunnen verminderen (Bravo *et al.*, 2022). Actieve maatregelen zoals negatieve conditionering (zie 5.4.3) zouden in sommige gevallen een mogelijkheid kunnen bieden, al is de toepassing ervan in de praktijk niet eenvoudig (Brinkman *et al.*, 2018; Cox *et al.*, 2004; Ferguson *et al.*, 2021).

Een concrete maatregel om op populatieniveau kraaiachtigen op een niet letale manier te beheersen is het beperken van antropogene voedselbronnen (zie 5.4.7)(Chiron & Julliard, 2013; Peery & Henry, 2010; Preininger *et al.*, 2019). Hoewel de implementatie hiervan uitdagend kan zijn, wordt deze aanpak in de literatuur veelvuldig genoemd en wordt aangetoond dat ze op relatief korte termijn resultaat kan opleveren. Zo blijkt uit een Amerikaans onderzoek van Brunk *et al*. (2021) dat de populatiedichtheid van de Stellers gaai, een abundante, generalistische predator uit de familie van de kraaiachtigen, in een natuurgebied in Californië daalde van 4,33 naar 0,65 vogels per hectare. Deze afname vond plaats over een periode van drie jaar, na de invoering van een beheerprogramma gericht op het terugdringen van menselijke voedselresten. Hoewel de individuele conditie en voortplanting van de vogels gelijk bleef, nam het totaal aantal geproduceerde jongen sterk af. Dit wijst erop dat minder voedsel leidt tot lagere dichtheden, wat predatiedruk op kwetsbare soorten kan verminderen (Brunk *et al*., 2021). In de Vlaamse context zijn mogelijke voorbeelden het afdichten van voedersilo's en het vermijden van maisresten in kolven van korrelmaïs, die na het dorsen terug op de stoppel terechtkomen. Het verminderen van de hoeveelheid aas in het landschap van dieren

die geen natuurlijke dood stierven, kan door het aantal verkeersslachtoffers te beperken door lokale maatregelen (snelheidsbeperking, inrichting landschap, ecoducten …) en door 'vogelkrullen' aan te brengen op hoogspanningsleidingen (zie 5.4.7). De bedenking dient gemaakt dat bij het 'plots' verwijderen van een uitbundige antropogene voedselbron uit een gebied de aanwezige predatoren op korte termijn moeten overschakelen op een andere voedselbron of emigreren (Newsome *et al*., 2019). Om de mogelijkheid op lokaal en tijdelijk sterkere nest- of kuikenpredatie te vermijden, vinden dergelijke acties dan ook best plaats buiten het broedseizoen, bijvoorbeeld tussen half juli en eind januari.

### 8.1.2.2 Inzet letale maatregelen

Inzet van letale maatregelen voor predatiebeheer van kraaiachtigen, gericht op het verminderen van de aantallen aanwezige individuen kan net zoals hierboven besproken bij vos, theoretisch op twee manieren gerealiseerd worden. Enerzijds door een jaarronde reductie van de populatie van deze kraaiachtigen, anderzijds door een tijdelijke reductie gedurende de broedperiode van grondbroedende akker- en weidevogels. We focussen ons verder op zwarte kraai en ekster. Andere soorten, met name kauw en gaai, waarvoor ook dodelijke maatregelen zijn toegestaan, zijn in deze context minder van belang (zie 3.4). Aangezien bestrijding van ekster en zwarte kraai, in tegenstelling tot vos, niet verboden is gedurende een periode in het voorjaar, is het onderscheid tussen het voorkomen en het reduceren van de populatietoename als gevolg van de voortplantingsperiode minder relevant. Een andere strategie bestaat eruit om enkel tijdelijk of selectief individuen te verwijderen gedurende de broedperiode, zonder een werkelijke reductie van de populatie na te streven.

#### 8.1.2.2.1 Jaarrond reductie

Verschillende studies laten zien dat de effectiviteit van letale bestrijding op kraaiachtigen met als doel een jaarrond reductie van de populatie sterk afhankelijk is van de context, schaal en gebruikte methoden. Zo tonen Francisco *et al.* (2010) aan dat, ondanks een aanzienlijke bestrijdingsinspanning waarbij 60 tot 100 individuen werden verwijderd, goed voor 30% tot 40% van de geschatte populatie, de dichtheid van eksters aan het einde van het broedseizoen slechts gering of helemaal niet was afgenomen in twee Spaanse jachtgebieden van respectievelijk 9,6 en 5,47 km². Voor zwarte kraai tonen Preininger *et al.* (2019) in de context van de Oostenrijkse deelstaat Vorarlberg aan dat, ondanks 25 jaar ononderbroken bestrijding, de populatie van de soort is toegenomen.

Daartegenover staan studies die wel wijzen op significante effecten van langdurige, intensieve maatregelen. Fletcher *et al.* (2010) voerden een achtjarig experiment uit waarbij jaarlijks tussen de 50 en 500 zwarte kraaien werden verwijderd per studiegebied van 9,3 tot 14,4 km² door jaarrond gebruik te maken van een combinatie van larsen-kooien, trechtervallen en afschot, gericht op zowel territoriale als niet-territoriale individuen. Dit leidde tot een afname van ongeveer 50% in aantallen zwarte kraai die geobserveerd werden tijdens transecttellingen gedurende het voorjaar. De studie toont aan dat dit beheer, echter in combinatie met letale maatregelen toegepast voor vos, hermelijn

en wezel, een positieve impact had op productiviteit en abundantie van grondbroedende doelsoorten.

In Frankrijk toont Chiron (2007) aan dat bestrijding van eksters door de populatie kan worden gecompenseerd. Op basis van populatiemodellering bleek dat een jaarlijkse bestrijdingsinspanning van meer dan 10% van de populatie op schaal van een Frans departement (ongeveer 5.400 km²) nodig is om een afname te realiseren. Daarnaast blijkt duur en continu beheer effectiever dan periodieke, geïsoleerde inspanningen. Bestrijding in opeenvolgende jaren levert structureel betere resultaten op wanneer jaarrond populatie afname wordt nagestreefd, dan strategieën waarbij slechts om de paar jaar intensieve acties plaatsvinden. Met verder onderzoek bevestigde Chiron *et al*. (2013) dat de ekster populatie in Franse landbouwgebieden en semi-natuurlijke landschappen afneemt naarmate de intensiteit van bestrijding toeneemt. Dit leidt tot een verhoogde kans op lokale uitsterving, met beperkte mogelijkheden voor herkolonisatie. De belangrijkste oorzaak hiervan is een verandering in de leeftijdsstructuur: in gebieden met intensieve bestrijding bestaat de broedpopulatie uit een hoger percentage onvolwassen vogels. Volwassen territoriumhouders worden door gerichte bestrijding met behulp van larsen-kooien verwijderd, waardoor jongere, minder ervaren individuen sneller territoria kunnen innemen. Deze individuen kennen een lager broedsucces waardoor, bij een langdurige en hoge bestrijdingsinspanning, de populatie kan afnemen.

Het vermogen van letale bestrijding om een significante populatieafname te realiseren kan dus samenhangen met de schaal, tijdsduur en methode waarmee de bestrijding wordt uitgevoerd. Wanneer bestrijding voornamelijk niet-residente individuen treft die na het broedseizoen tientallen kilometers uitzwerven vanuit andere gebieden, wat bijvoorbeeld bereikt wordt met het gebruik van trechtervallen, heeft dit weinig impact op de lokale broedpopulatie. Daarnaast blijkt uit de studie van van Chiron *et al*. (2013) dat de impact van bestrijding in urbane gebieden beperkter is. Hier blijven eksters talrijk, vermoedelijk doordat ze profiteren van voedselbronnen die door mensen worden aangeboden en omdat de bestrijdingsdruk lager is. Dit suggereert dat steden kunnen fungeren als een toevluchtsoord voor kraaiachtigen zoals ekster, waardoor populaties in omliggende gebieden zich ondanks bestrijding kunnen handhaven en mogelijk zelfs herkoloniseren.

Hoewel diverse studies aantonen dat het langdurig en intensief toepassen van letale maatregelen de populatie van zwarte kraaien of eksters jaarrond effectief kan reduceren, blijkt dit op grotere schaal of in gebieden waar het beheer niet uniform kan worden toegepast vaak moeilijk of zelfs onmogelijk te realiseren. In het versnipperde en sterk geürbaniseerde Vlaamse landschap, waar antropogeen voedsel vermoedelijk in grotere mate aanwezig is dan in bijvoorbeeld de grootschalige Franse landbouwgebieden, lijkt het streven naar een jaarronde reductie van de populatiedensiteit van kraaiachtigen dan ook geen realistische strategie om de predatiedruk te verminderen.

#### 8.1.2.2.2 Tijdelijke reductie

Zoals eerder besproken (zie 3.4) overlapt de broedperiode van ekster en zwarte kraai (ruwweg van april tot juni) in grote mate met het broedseizoen van grondbroedende akker- en weidevogels.

Onderzoek toont ook aan dat de kans op predatie door zwarte kraai en ekster toeneemt binnen een gevestigd territorium. Omdat broedende individuen gebonden zijn aan hun territorium voor het foerageren, is de kans groter dat zij nesten van grondbroedende vogels vinden en prederen dan bij niet-territoriale individuen die over een groter gebied foerageren (Bravo *et al.*, 2020; Capstick *et al.*, 2019). Ook zorgt de verhoogde energetische nood tijdens het incuberen van eieren en vooral het grootbrengen van jongen voor een grotere nood aan dierlijk voedsel en een hogere kans op predatie (Bravo *et al.*, 2020; Capstick *et al.*, 2019; Suvorov *et al.*, 2012). Een mogelijke beheerstrategie voor zowel zwarte kraai als ekster kan er hierdoor uit bestaan om letale maatregelen toe te passen gericht op territoriale individuen in de periode voor de eileg begin april of gedurende het broeden tijdens de eerste twee weken van april alvorens de eieren uitkomen, om zo een verhoogde predatiedruk tegen te gaan. De meest geschikte methode om dit te bereiken is het gebruik van larsen-kooien (GWCT, 2020).

Het verwijderen van dominante, territoriale individuen kan echter leiden tot een instroom van niet-territoriale individuen, die eerder werden uitgesloten uit het gebied (Birkhead, 2010; Bolton *et al.*, 2007; Marzluff & Heinrich, 1991). Deze zwervende individuen zonder territorium kunnen potentieel ook voor een, zij het lagere, predatiedruk zorgen (Bravo *et al.*, 2020). Wanneer de voormalige territoria bezet worden door minder dominante broedparen, die hierdoor vaak kleinere territoria verdedigen, kan de lokale densiteit van kraaiachtigen ook toenemen (De Smet & Roggeman, 2002). Door een toename van territoriale paren die genoodzaakt zijn om op een beperkte oppervlakte te foerageren om in hun energetische behoeften te voorzien, kan bestrijding theoretisch een averechts effect hebben en de predatiedruk juist verhogen.

De vestiging van dit nieuwe territorium kan relatief snel gebeuren, waarbij het nieuwe broedpaar ook kan overgaan tot voortplanting (Birkhead, 2010). Hierdoor is herhaaldelijke letale bestrijding doorheen het broedseizoen vaak noodzakelijk. Wanneer larsen-kooien echter ingezet worden na midden april bestaat het risico dat territoriale vogels worden gedood terwijl hun jongen al uit het ei zijn, wat ertoe kan leiden dat deze jongen verhongeren. Omwille van dierenwelzijn is het belangrijk om dit te vermijden.

Daarnaast kan volgens (Preininger *et al.*, 2019) een effectieve letale controle van territoriale paren waarbij territoria niet opnieuw worden ingenomen, in combinatie met de beschikbaarheid van antropogene voedselbronnen, alsnog bijdragen aan de toename van de zwarte kraaienpopulatie. Zo neemt bijvoorbeeld de intraspecifieke concurrentie voor voedselbronnen af door een afname van broedparen, waardoor de overgebleven broedparen vaker succesvol kunnen broeden of meerdere nestpogingen per jaar kunnen ondernemen. Dit verhoogt de overlevingskansen van juveniele kraaien en leidt tot een toename van de fractie van de populatie die geen territorium verdedigt.

We kunnen concluderen dat het verwijderen van territoriale individuen op het juiste moment een effectieve strategie kan zijn om predatiedruk tijdelijk te verminderen. Echter, dit brengt ook potentiële nadelige effecten met zich mee, waaronder de snelle herbezetting van vrijgekomen territoria, of verhoogd broedsucces van individuen die niet bestreden worden, wat kan leiden tot een blijvende of zelfs verhoogde predatiedruk. Het verlagen van de dichtheid van de

niet-territoriumhoudende fractie van de populatie kan de herbezetting van de vrijgekomen territoria (tijdelijk) tegengaan. Hiervoor kunnen trechtervallen aangewend worden, al zal ook hier het “spill-over”-effect, waarbij nieuwe individuen instromen vanuit naburige gebieden waar letale controle niet mogelijk is, de effectiviteit hiervan tenietdoen.

Daarom speelt opnieuw het beperken van antropogene voedselbronnen (zie 5.5.7) een mogelijks belangrijke rol, waarbij de periode en tijdsduur hiervan van belang zijn. Wanneer deze voedselbronnen tijdelijk niet meer beschikbaar zijn wanneer de energetische nood van broedende individuen het hoogst is, bestaat er een risico dat predatie op grondbroedende vogels zou toenemen aangezien een andere voedselbron binnen het territorium aangewend moet worden. Jaarrond reduceren van antropogene voedselbronnen kan echter mogelijks een effectieve methode zijn om de populatiedichtheid structureel te verlagen (Preininger *et al.,* 2019) en zo, eventueel in combinatie met tijdelijke reductie van territoriale individuen, predatiedruk te beperken.

#### 8.1.2.2.3 Selectieve verwijdering

Het effect van bestrijding staat dus niet altijd rechtstreeks in verhouding tot de inspanningen. Naast algemene letale bestrijding van territoriale individuen kan het ook een strategie zijn om specifiek in te grijpen bij individuen of territoria waarvan is vastgesteld dat ze problemen veroorzaken met betrekking tot predatie. Recent gedragsecologisch onderzoek suggereert dat predatoren waaronder kraaiachtigen, ondanks een ogenschijnlijk generalistisch dieet op populatieniveau, individueel kunnen specialiseren in bepaalde prooien of foerageermethodes (zie 3.4.5). Selectief ingrijpen bij probleemgevallen vereist grondige terreinkennis, maar kan in bepaalde situaties een effectieve methode zijn om de predatiedruk op kwetsbare populaties te verminderen (Boarman, 2003; Goodrich & Buskirk, 1995; Liebezeit & George, 2002; Peery & Henry, 2010). In de praktijk is een individuele strategie voor kraaiachtigen gericht op nestpredatie waarschijnlijk enkel voordelig in de nabijheid van prooisoorten en -populaties die in relatief hoge dichtheden broeden, anders loont de specialisatie niet. Het gebruik van selectieve verwijdering als methode om predatiedruk te beperken is daardoor beperkt tot zulke context. Zo wordt deze aanpak momenteel bijvoorbeeld toegepast in de Vlaamse weidevogelgebieden op Linkerscheldeoever.

### 8.1.3 Huiskat

Zoals hoger toegelicht verstaan we onder ‘huiskat’ de gedomesticeerde soort *Felis catus* en overlapt de problematiek van huisdieren en zwerfkatten. Het beheer van huiskatten moet erop gericht zijn om de effecten van hyperpredatie zoveel mogelijk te milderen door de aantallen huisdieren en zwerfkatten die op de doelsoorten prederen drastisch naar beneden te halen (Van Den Berge, 2011).

De actuele strategie voor zwerfkatten richt zich op het verminderen van het aantal zwerfkatten via een sterilisatiebeleid (zie 5.4.8). Om lokale problemen met zwerfkatten aan te pakken kunnen zwerfkatten weggevangen worden met behulp van kastvallen of kooivallen. Deze aanpak kan niet-letaal zijn, waarbij gevangen zwerfkatten gesteriliseerd worden en vervolgens vrijgelaten (ten zeerste af te raden, zie 5.4.8) of voor adoptie worden aangeboden (zie 5.4.9). Wanneer de gevangen

zwerfkatten worden geëuthanaseerd betreft dit een letale maatregel. De inzet van letale maatregelen voor huiskatten op het terrein is niet toegestaan in de jachtwetgeving, maar euthanasie wordt door asielen wel toegepast (zie 5.4.9) Tenslotte maakt de sensibilisatie rond het niet bijvoederen van huiskatten deel uit van de niet-letale strategie voor zwerfkatten.

Om predatie door huiskatten te minderen zal het noodzakelijk zijn om in te zetten op sensibilisatie voor het afschermen van huiskatten van de buitenwereld door ze te houden in afgeschermde ruimtes.

### 8.1.4 Bruine rat

Predatie door bruine rat kan verwacht worden onder omstandigheden waarbij een rattenpopulatie een grote dichtheid bereikt. Onder natuurlijke omstandigheden wordt een rattenpopulatie beperkt door voedselschaarste en predatie. In situaties waarin voldoende dekking aanwezig is en voedsel (tijdelijk) in overvloed beschikbaar is, zoals bijvoorbeeld vaak het geval is in stedelijke gebieden (Adrichem *et al.*, 2014), kunnen populaties echter een hoge dichtheid behalen. Dit fenomeen kan ook plaatselijk optreden in gebieden die relevant zijn voor grondbroedende akker- en weidevogels (De Bruyn *et al.*, 2019), bijvoorbeeld door de aanwezigheid van akkerbouwgewassen of oogstresten (Lambert *et al.*, 2008). De hoogste dichtheden van ratten in de open ruimte zien we in de maanden september en oktober (Stuyck *et al.*, 2009). Dit valt niet samen met de gevoelige periode (maart-augustus) van de grondbroedende vogels maar sluit predatie van bruine rat niet uit. In Vlaanderen hebben we geen zicht op wat de effecten van bruine rat als predator zijn. Wat we wel weten is dat bruine rat de meest waargenomen predator is in een studie rond de effecten van akkerranden op de aanwezigheid van akkervogels in Vlaanderen (De Bruyn *et al.*, 2019).

Een andere factor die lokaal een toename van rattenpopulaties kan veroorzaken, is het gebruik van voedertonnen (Saad *et al.*, 2021). In Vlaanderen wordt het bijvoederen van kleinwild, zoals patrijzen en fazanten, met voedertonnen vaak toegepast om de winteroverleving en de voorjaarsstand te bevorderen. Dit voedsel trekt echter ook andere soorten aan, waaronder akkervogels, maar ook niet-doelsoorten zoals de bruine rat. Wanneer dergelijke voedertonnen aan het einde van de winter een piek in de rattenpopulatie veroorzaken, kan dit leiden tot een verhoogde predatiedruk op grondbroedende vogels in het voorjaar. Een correct beheer van voedertonnen kan deze negatieve effecten mogelijk voorkomen. Dit maakt momenteel deel uit van een onderzoek dat door INBO wordt uitgevoerd in samenwerking met de jachtsector.

Wanneer preventieve maatregelen, zoals het beperken van voedselbronnen, onvoldoende effect hebben en de rattenpopulatie een dichtheid bereikt waarbij negatieve gevolgen voor grondbroedende vogels te verwachten zijn, kan overwogen worden om over te gaan tot letale bestrijding. Dit is waarschijnlijk vooral nodig bij (semi-)koloniale weidevogels, eerder dan bij soorten die in lagere dichtheden broeden, zoals patrijs, omwille van de beperkte dispersie die wordt waargenomen in rattenpopulaties in het buitengebied (Stuyck *et al.*, 2005). Bij voorkeur worden mechanische methoden ingezet boven het gebruik van rodenticiden. Het gebruik van rodenticiden is

wettelijk gezien erg beperkt in het buitengebied en geeft bovendien aanleiding tot doorvergiftiging van niet-doelsoorten.

## 8.2 Predatiebeheer voor patrijs

### 8.2.1 Focus predatiebeheer

Populatiemodellen voor patrijs geven aan dat de populatiedynamische parameters in drie groepen ingedeeld kunnen worden naargelang de mate van hun impact op de populatiegroei (Bro *et al*., 2000; Scheppers *et al*., in voorbereiding). De groep met de meeste impact betreft (i) de overleving tijdens het jachtseizoen, (ii) de winteroverleving en (iii) de overleving van de broedende hen tijdens het eerste legsel (inclusief het leggen van de eieren) waren. Hoewel predatie een belangrijk aandeel heeft in elk van deze drie parameters, heeft het de grootste impact op de overleving van de broedende hen tijdens het eerste legsel en verklaart deze parameter ook als enige factor verschillen in de populatiegroei tussen de verschillende studiegebieden in de studie van Bro *et al*. (2000) in Frankrijk. Een predatiebeheer dat zich focust op het verminderen van predatie gedurende deze periode (leggen en broeden van het eerste legsel) lijkt op basis hiervan dan ook de meeste kans op succes te hebben. Deze periode heeft in Vlaanderen betrekking op het einde van april tot het einde van juli (Scheppers *et al*., in voorbereiding). Gedurende deze periode van het jaar is de overleving van de hen het laagst (vb. 58% (95%-betrouwbaarheidsinterval: 44%-72%) overleving gedurende de broedperiode in Scheppers *et al.* (in voorbereiding)).

Naast deze drie parameters heeft predatie ook een invloed op (i) het aantal gelukte eerste legsels en (ii) de overleving van de kuikens van deze legsels. In tegenstelling tot de hoger vermelde parameters behoren deze twee parameters volgens de populatiemodellen tot een groep met een gemiddelde impact op de populatiegroeisnelheid. Hoewel predatie een aandeel heeft in beide parameters, spelen ook andere oorzaken een rol, waaronder landbouwpraktijken (vb. oogsten, maaien, onderhoud kleine landschapselementen) wat betreft het mislukken van nesten, en weersomstandigheden en de beschikbaarheid van insecten als voedsel voor kuikens voor wat betreft de kuikenoverleving. Het relatieve belang van deze verschillende factoren is niet altijd goed gekend en kan sterk verschillen tussen jaren en gebieden. De effectiviteit van een predatiebeheer dat focust op de genoemde parameters kan dus eveneens jaar- en gebiedsafhankelijk zijn.

### 8.2.2 Relevante predatoren

Het aantal soorten dat predeert op adulte patrijzen is vrij divers, met zowel zoogdieren als roofvogels (zie 4.1.4.3). Wat de roofvogels betreft zijn dit volgens Bro (2016) voornamelijk blauwe kiekendief, bruine kiekendief, sperwer en havik. Wat betreft de zoogdieren zijn dit volgens Bro (2016) vos, huiskat, en steenmarter in landelijke omgeving en boommarter in meer bosrijke omgeving. Gedurende de winterperiode zou predatie door roofvogels groter zijn dan predatie door zoogdieren, terwijl dit gedurende het broedseizoen andersom zou zijn (Tillmann, 2009).

De voornaamste predatoren van nesten zijn volgens Bro (2016) vos, verschillende marterachtigen (hermelijn, wezel, steenmarter, boommarter, bunzing en das), bruine rat, egel en kraaiachtigen (raaf, zwarte kraai, roek, ekster en gaai). Volgens Bro (2016) zijn voornamelijk vossen verantwoordelijk voor de sterfte van de kuikens door predatie. Wat betreft kraaiachtigen zou vooral zwarte kraai de eieren en kuikens prederen.

Bovenstaande oplijsting van betrokken predatoren wijzen op het feit dat enkel een multisoortenbenadering bij predatiebeheer van patrijs kans op succes zal hebben.

## 8.2.3 Inzetbare maatregelen

### 8.2.3.1 Inzet niet-letale maatregelen

Verschillende predatoren zijn verantwoordelijk voor de predatie van patrijs. Verschillende van deze predatoren kunnen actueel niet gedood of verwijderd worden, waardoor enkel niet-letale maatregelen, die predatie door deze soorten beperkt, ingezet kunnen worden.

Van de hoger vermelde niet-letale maatregelen staan er enkele nog niet op punt om ruim inzetbaar te zijn in de context van predatiebeheer voor patrijs, met name chemische camouflage, negatieve conditionering en alternatief voedsel aanbieden. Het plaatsen van predatorwerende omheiningen is voor patrijs geen aangewezen maatregel gegeven het feit dat deze niet in kolonies broedt maar verspreid over het landbouwgebied nesten maakt. Het plaatsen van individuele beschermingskooien en kleinschalige elektrische rasters omheen nesten vereist dan weer dat de nesten eerst gelokaliseerd kunnen worden. Dat is voor patrijs geen eenvoudige opdracht. Technologische vooruitgang bij de inzet van drones met behulp van warmtebeeldcamera zou dit in de toekomst kunnen vergemakkelijken, maar dan zal deze maatregel nog steeds slechts zeer kleinschalig inzetbaar zijn. Merk op dat aangezien patrijzennesten eerder tijdens het broeden van het legsel gelokaliseerd zouden kunnen worden, de predatie tijdens het leggen van de eieren met deze maatregel niet voorkomen kan worden, hetgeen voor patrijs een relatief lange periode betreft gegeven het groot aantal eieren. Aangezien patrijzen nestvlieders zijn en het nest met bijhorende bescherming direct na uitkomen zullen verlaten, is de periode van bescherming hierdoor ook relatief kort (enkel tijdens het broeden van het legsel). Dit maakt dat enkel biotoopbeheer als niet-letale maatregel aangewezen is voor patrijs.

Biotoopbeheer als niet-letale maatregel in het kader van predatiebeheer werd hoger toegelicht (zie 5.5.1). Dit beheer moet leiden tot een verhoging van de overleving van de hen tijdens het leggen en het broeden door meer en veilig broedhabitat te voorzien. Een belangrijke rol van biotoopbeheer als niet-letale maatregel is tevens het voorzien van dekking voor het schuilen tegen predatoren. Aangezien enkel biotoopbeheer ingezet kan worden als maatregel voor het verminderen van predatie door roofvogels, is het voorzien van dekking gedurende de wintermaanden belangrijk omdat de kans op predatie door roofvogels op dat moment het hoogst is. Naast het verminderen van predatie biedt biotoopbeheer ook voordelen die een impact hebben op verschillende populatieparameters. Zo kan dekking gedurende de wintermaanden ook wintervoedsel voor patrijs

opleveren, hetgeen de winteroverleving verder zal bevorderen. Naast een veilige nestlocatie als bescherming tegen predatoren, biedt nesthabitat ook schuilgelegenheid tegen extreme weersomstandigheden die het nestsucces en de kuikenoverleving sterk kunnen beïnvloeden. Ook de overleving van kuikens in kuikenhabitat zal verbeteren door deze dekking tegen predatoren en extreme weersomstandigheden, maar ook door het aanbieden van insecten als cruciaal kuikenvoedsel. Voor meer informatie over biotoopbeheer specifiek voor patrijs verwijzen we naar Scheppers *et al*. (2014) en Brewin *et al*. (2020).

Uit de populatiemodellen voor patrijs komt naar voren dat voor het herstel van de patrijzenpopulaties het noodzakelijk is om simultaan meerdere demografische parameters te verbeteren. Doordat biotoopbeheer niet alleen inwerkt op de predatie die patrijzen ondervinden, maar ook andere vormen van sterfte, draagt dit beheer bij aan de verbetering van meerdere demografische parameters. Biotoopbeheer moet daarom een belangrijke rol krijgen in elk predatiebeheer voor patrijs dat effectief wil zijn.

#### 8.2.3.2 Inzet letale maatregelen

Predatoren van patrijs waarop actueel wel letale maatregelen mogen worden toegepast zijn vos, verwilderde kat, bruine rat en bepaalde kraaiachtigen (zwarte kraai en ekster).

Predatorbeheersing voor patrijs dient te resulteren in een verhoging van de overleving in de periode vanaf het jachtseizoen tot het einde van het bebroeden van het eerste legsel, met de belangrijkste periode van eind april tot eind juli. Daarnaast dient predatorbeheersing het reproductiesuccess te verbeteren door een vermindering van het verlies van nesten en de kuikensterfte. Dit vereist een seizoensgebonden aanpak van de verschillende predatoren. Belangrijk in deze context is dat de predatorbeheersing effectief resulteert in de verbetering van de meest relevante populatieparameters. Hierbij verwijzen we naar het jaaroverzicht met de perioden van impact voor de verschillende groepen van predatoren (zie 4.11).

De inzet van letale maatregelen voor vos dient te kaderen binnen de strategieën voor het voorkomen en reduceren van de populatiepiek (zie 8.1.1). De combinatie van beide strategieën zou moeten leiden tot een maximale reductie van de predatie door vos gedurende de belangrijkste periode voor patrijs, namelijk eind april tot eind juli.

Wat betreft de inzet van letale maatregelen om de predatie door zwarte kraai en ekster te verminderen, lijkt ook hier de strategie voor een tijdelijke reductie van de populatiedensiteit van beide predatoren de meeste kans op succes te bieden. Een selectieve verwijdering van bepaalde individuen is immers een moeilijk haalbare strategie gelet op het feit dat patrijzen verspreid over het akkerlandschap broeden en in lage densiteit voorkomen. Hierdoor zal het identificeren van probleemgevallen niet eenvoudig zijn en is dit ook minder relevant.

Voor wat betreft het beperken van predatie door huiskat en bruine rat verwijzen we naar de hoger beschreven algemene aanpak (zie respectievelijk 8.1.3 en 8.1.4).

## 8.3 Predatiebeheer voor overige grondbroedende akkervogels

### 8.3.1 Focus predatiebeheer

Voor de overige grondbroedende akkervogels, zoals veldleeuwerik, grauwe gors, graspieper en kwartel, zou de focus op het verlagen van predatiedruk zich best toespitsen op de nestfase, met eieren of jongen op het nest, dan zijn deze soorten als populatie het meest kwetsbaar. Dit is een beperkte periode. Voor grauwe gors en kwartel, soorten die vrij laat in het broedseizoen aan een nest beginnen, zijn vooral de tweede helft van mei, juni en juli van belang. Bij ons zijn geen tweede legsels van grauwe gors meer bekend, in augustus zijn er daarom nog maar weinig actieve nesten. Graspieper kan twee legsels grootbrengen. Veldleeuwerik kan in gunstige jaren ook twee of zelfs drie legsels proberen grootbrengen. Graspieper en veldleeuwerik beginnen een stuk vroeger met broeden, de inspanningen om predatoren te verwijderen starten daarom best al vanaf begin april.

Landschapsmaatregelen zijn daarnaast onontbeerlijk gelet op de sterke achteruitgang van veel van deze soorten, waarbij landbouwintensivering met bijhorende landschapsgevolgen en frequente werkzaamheden een grote rol speelt. De vier genoemde soorten komen vooral in open gebieden voor. Maatregelen kunnen best de openheid versterken (zo weinig mogelijk hoogstammige bomen als uitkijkpost voor vliegende predatoren) en insecten- en zadenrijke zones voorzien waar de soorten zich makkelijk kunnen in voortbewegen (ijl onderaan) en zich aan het zicht van predatoren onttrekken (vegetatie tot 60 cm hoog of structuurrijke stoppel).

Er is veel overlap met de maatregelen voor patrijs (zie 8.2), behalve de openheid die voor patrijs wat minder belangrijk is.

### 8.3.2 Relevante predatoren

Veldleeuwerik, grauwe gors, graspieper en kwartel beperken nestverliezen door predatie door te vertrouwen op dekking, camouflage en oplettendheid. Ze maken hun nesten vooral in gewassen zelf en tussen lage vegetatie. Graspieper verkiest wat hogere vegetatie, voornamelijk grasland of kruidenrijke bermen. De openheid van het landschap en de hoogte van de vegetatie is voor veldleeuwerik en grauwe gors van belang om predatoren visueel op te merken. Vooral nachtelijke zoogdieren zijn een bedreiging voor de nesten, in het bijzonder vos, waarbij de detectie van nesten wordt vermeden door in monotone uitgestrekte gewassen te gaan broeden. Dagactieve predatoren die visueel nesten of jongen kunnen opmerken, zijn vooral kraaiachtigen, sperwer, torenvalk en kiekendieven.

Bovenstaande oplijsting van betrokken predatoren wijst op het feit dat enkel een multisoortenbenadering bij predatiebeheer ten gunste van akkervogels kans op succes zal hebben.

## 8.3.3 Inzetbare maatregelen

### 8.3.3.1 Inzet niet-letale maatregelen

Zoals ook bij patrijs vermeld (zie 8.2), mogen verschillende predatoren van akkervogels niet gedood of verwijderd worden, waardoor voor die soorten enkel niet-letale maatregelen mogelijk zijn. Ook hier is het inzetten van omheining niet aangewezen, omdat het geen koloniebroeders zijn en deze soorten ook geen compacte broedclusters vormen. Voor een zeer zeldzame soort waar aan nestbescherming wordt gedaan (zoals grauwe gors) kan overwogen worden dat het uitgespaarde stuk gewas (vaak 10x10 meter) afgerasterd wordt met schrikdraad of zelfs een kooi te plaatsen, om predatoren te weren.

Voor deze akkervogels is vooral de kwaliteit van het habitat van belang, waarbij het landschap ook predatierobuust moet zijn. De focus om deze soorten te helpen tegen predatie, zou daarom best gericht worden op het behouden en verbeteren van de kwaliteit van het habitat. Dat houdt in dat op landschapsschaal ingezet wordt op een matrix van gewassen en landschapselementen die van belang zijn voor deze soorten. Er zijn drie aspecten die daarbij essentieel zijn:

1. Veilige nestgelegenheid: door extensieve teelten en voldoende tijd tussen bewerkingen kunnen nestverliezen door landbouwbewerkingen gereduceerd worden.
2. Voldoende voedselbeschikbaarheid jaarrond, tijdens het broedseizoen voornamelijk stapelvoedsel voor de jongen zoals rupsen, sprinkhanen, kevers en spinnen.
3. Dekking en schuilgelegenheid, waarbij gewassen kunnen dienen, maar zeker ook ruigtes, (doornig) struweel en hagen.

Extensivering van de landbouwbedrijfsvoering is daarvoor nodig op voldoende grote schaal en oppervlakte (Van Gossum *et al*. 2024). Maatregelen die zowel de veiligheid als voedselbeschikbaarheid bevorderen, zijn het voorzien van stroken of randen die breed genoeg zijn. Hoe breed, daarover is geen consensus voor deze vier doelsoorten, al zijn ze waarschijnlijk gebaat bij een minimum van 10 meter zoals geadviseerd voor patrijs (Laux *et al.*, 2024). Een gepast beheer kan ervoor zorgen dat er jaarrond voldoende dekking, alsook ruigte of doornig struweel is om in te broeden en/of veilig in weg te duiken (relevant voor grauwe gors). De ‘doorwandelbaarheid’ van de gewassen is ook van belang, en moet ijl genoeg zijn zodat de jongen uit de voeten kunnen, zeker voor kuikens van kwartel, alvorens te kunnen vliegen.

Alle vier de genoemde soorten hebben baat bij een open landschap, met zo weinig mogelijk hoogstammige bomen (roofvogels, kraaien) en zonder dichte hagenstructuur (om predatoren te zien komen, zoals valken, sperwers of kiekendieven). Hier en daar een struweel of stuk haag is echter geen probleem en zal ook andere akkervogelsoorten helpen (bv. geelgors, zomertortel).

Om predatiedruk en -mijding te verminderen, kan in de kerngebieden voor de vier doelsoorten gestreefd worden naar het open houden van het landschap, door actief te beheren en verbossing van struweel tegen te gaan. Het preventief verwijderen van potentiële broedplaatsen voor kraaiachtigen en roofvogels is aan te raden waar mogelijk. Het plaatsen van nestkasten voor roofvogels zoals torenvalk en slechtvalk wordt in deze gebieden best vermeden.

Andere niet-letale maatregelen kunnen opgenomen of onderzocht worden in de landbouwbedrijfsvoering, om nestverliezen door predatie te verminderen. Daarbij is het extensiveren van maairegime's een belangrijk aandachtspunt, waarbij langere periodes tussen snedes de dekkingsgraad (en vegetatiehoogte) vergroten en daardoor predatie kan verminderen. Ook door de maaihoogte van bijvoorbeeld raaigras of luzerne te verhogen, kunnen niet alleen nesten uitgespaard worden, maar kan de vegetatie ook (sneller) meer dekking bieden. Het gefaseerd oogsten van teelten of gefaseerd maaien van graskruiden stroken, waarbij een deel langer blijft staan, kan mogelijks een betere overleving van jongen opleveren, door verhoogde dekking en beschikbaarheid van insecten.

#### 8.3.3.2 Inzet letale maatregelen

Predatorsoorten waar wel letale maatregelen op mogen toegepast worden voor grondbroedende akkervogels zijn vos, zwerfkatten, bruine rat en bepaalde kraaiachtigen (zwarte kraai en ekster). Ook hier wordt de strategie best gevolgd om predatiebeheersing te laten resulteren in hoger nestsucces, waarbij vooral gefocust wordt op de periode begin april tot eind juli om dan de populatiepiek van predatoren te voorkomen of te verlagen.

## 8.4 Predatiebeheer voor grondbroedende weidevogels

### 8.4.1 Focus predatiebeheer

Weidevogels nemen hun territoria in vanaf het vroege voorjaar (februari-maart) tot het begin van de zomer (juni). Een predatiebeheer dat zich focust op het verminderen van predatie gedurende deze periode lijkt op basis hiervan dan ook de meeste kans op succes te hebben.

De overleving van legsels en kuikens zijn de belangrijkste parameters waarop predatie een invloed heeft. Mortaliteit bij adulte vogels is minder belangrijk tijdens het relatief korte broedseizoen. Wat wel speelt voor adulte vogels is relatieve rust in het begin van het broedseizoen. Te grote verstoring, zowel door menselijke aanwezigheid als die van predatoren, kan vogels ertoe aanzetten gebieden te verlaten en zich elders te vestigen. Wanneer dat gebeurt naar aanleiding van een predator, bv. vos, spreekt men van predatiemijding.

Nestsucces en uitvliegsucces hebben volgens de populatiemodellen een grote impact op de populatie, wat dus kan beïnvloed worden door predatie. Andere oorzaken van verlies die een rol

spelen zijn landbouwwerkzaamheden (ploegen, maaien …), weersomstandigheden en de beschikbaarheid van insecten als voedsel voor wat betreft de kuikenoverleving. Dit laatste is gecorreleerd met het beheer van de vegetatie en de bodem. Maar ook met andere parameters bestaan correlaties die, samen met de jaarlijkse fluctuaties, een moeilijk te ontrafelen beeld geven van wat bepalend is voor het broedsucces. Een conclusie die regelmatig naar voren komt hieromtrent is het streven naar een zo groot mogelijke natuurvriendelijkheid van het leefgebied, overeenkomend met een extensieve landbouw met lage inputs en aangepaste mechanische bewerkingen, uiteraard beantwoordend aan de ecologische vereisten van de betreffende soorten (landschap, vegetatie, hydrologie, … ). Voor grutto's werd in Nederland aangetoond dat een doelgerichte en grootscheepse natuurvriendelijke (her)inrichting van een weidevogelgebied een hoger broedsucces garandeert. In recente presentaties van onderzoek naar broedsucces in het Verenigd Koninkrijk was het broedsucces ook steevast hoger in de grote natuurlijke gebieden, zoals venen en heide, in vergelijking met landbouwgebieden (Berg, 1992; Bocher *et al*., 2024; Curlew Action, 2024).

## 8.4.2 Relevante predatoren

Door de band genomen worden weidevogellegsels 's nachts het meest gepredeerd door zoogdieren en kuikens meer door vogels overdag. Bij predatie van legsels door zoogdieren lijkt vos de belangrijkste predator te zijn, naast marterachtigen, egel en huiskat. Wat vogels betreft neemt zwarte kraai hier soms ook een prominente rol in.

De kuikens ondervinden voornamelijk predatieverliezen door kraaiachtigen, roofvogels zoals buizerd, kiekendieven, blauwe reiger en meeuwen. Sommige zoogdieren kunnen tevens een behoorlijk deel van de predatie op kuikens innemen. Dit gaat dan voornamelijk opnieuw over vos.

## 8.4.3 Inzetbare maatregelen

### 8.4.3.1 Inzet niet-letale maatregelen

Niet-letale maatregelen om nesten, zelfs hele weidevogelgebieden, te beschermen zijn tegenwoordig vrij courant. Voor verspreid voorkomende nesten zoals die van wulp en in mindere mate grutto wordt individuele nestbescherming toegepast. Dit houdt het installeren van een elektrisch raster rond een nest in. Dit helpt zo om het nestsucces significant te verbeteren, wat ook al in Vlaanderen wordt toegepast. Op de overleving van de kuikens heeft dit geen invloed meer omdat het nestvlieders zijn. Om nestsucces te verhogen wordt de laatste jaren ook geëxperimenteerd met ultrasone zoogdier-verschrikkers bij nesten. Het succes daarvan lijkt vrij groot in Nederland, al is deze methode mogelijk effectiever in gebieden met lagere dichtheden van predatoren. In Vlaanderen zal hier vanaf 2025 gebruik van gemaakt worden.

Rond gebieden waar men hoge dichtheden van weidevogels wil bereiken, zeker in combinatie met kolonievogels zoals kokmeeuwen, kluten en geoorde futen, is het anno 2025 courant om een volledig vossenraster te zetten. Dit houdt het ingraven van dassendraad in tot 20 centimeter diep, zowel verticaal als horizontaal. Met nog een meter dassendraad boven het grondoppervlak, om dit te

verhogen met ursusdraad tot 1,60 meter. Langs de buitenkant komen dan 2 à 4 gladde stroomdraden. Dit is een dure en vrij intensief te onderhouden maatregel, maar wel één die zijn vruchten afwerpt.

Biotoopbeheer als niet-letale maatregel in het kader van predatiebeheer komt steeds naar voren als onlosmakelijk verbonden met een goed functionerend weidevogelgebied of -landschap. Het vermijden van houtige structuren, kunstmatige zitposten voor vogels net zoals ruigtes, rietpartijen, bomenrijen en bosjes in of in de periferie van weidevogelgebieden is cruciaal voor een lagere predatiedruk. Een geschikt hydrologisch beheer met hoge grondwaterstanden en meer natuurlijke en dus meer structuurrijke, doch lage vegetatie kunnen ook de predatiedruk milderen. Wat hier beperkend lijkt te zijn, is de schaal waarop dit zou moeten plaatsvinden. Gezien in andere landen, waar soms veel grotere weidevogelgebieden dan in Vlaanderen mogelijk zijn, ook een te hoge predatiedruk wordt vastgesteld, stelt zich de vraag wat hier nog mogelijk is. Dit is een belangrijke kennislacune in onze regio. Momenteel lijkt predatorbeheer essentieel om weidevogel populaties te behouden of te versterken.

#### 8.4.3.2 Inzet letale maatregelen

Predatoren van weidevogels waarop actueel letale maatregelen mogen worden toegepast zijn vos, zwerfkatten, bruine rat en bepaalde kraaiachtigen.

De belangrijkste periode, zeker als ook predatiemijding uitgesloten wil worden, is van eind februari tot half juni. Naast het behalen van een zeer lage dichtheid aan predatoren, zou zowel het verlies van nesten als de kuikenpredatie dan als doel gesteld kunnen worden. Dit vereist een seizoensgebonden aanpak van de verschillende predatoren. Belangrijk in deze context is dat de predatorbeheersing effectief zou resulteren in een verbetering van de meest relevante populatieparameters. Hierbij verwijzen we naar het jaaroverzicht met de perioden van impact voor de verschillende groepen van predatoren (zie 4.11).

De inzet van letale maatregelen voor vos dient te kaderen binnen de strategieën voor het voorkomen en het reduceren van de populatiepiek (zie 8.1.1). De combinatie van beide strategieën zou moeten leiden tot een maximale reductie van de predatie door of zelfs afwezigheid van vos gedurende de belangrijkste periode voor weidevogels. Het feit dat bij kraaiachtigen zowel hun dichtheid als het gedrag van één of enkele individuen, de zogenaamde specialisten op weidevogelkuikens, bepalend kan zijn voor het welslagen van een broedseizoen bij weidevogels maakt ook dat er hier vrijwel een nultolerantie zou moeten gelden. Wellicht is hier meer resultaat te halen met biotoopbeheer (openheid, wegwerken uitkijkposten, hoog waterpeil, afsluiting) en kan letale vervolging aanvullend werken.

De predatiedruk door kraaiachtigen is dus doorgaans een landschaps-issue (cfr. supra). Bestrijding van kraaiachtigen in de periferie kan een positief effect hebben op weidevogelpopulaties maar naar verwachting zal dit effect het grootst zijn in minder geschikte landschappen met veel houtige

elementen in de periferie. In het geval dat een zogenaamde ‘specialist van weidevogelnesten- of kuikens’ wordt vastgesteld, kan overgegaan worden tot gericht afschot.

Wanneer predatie door bruine ratten wordt vermoed, kan overgegaan worden tot een bestrijdingscampagne met inloopkooien (cfr. 8.1.4).

# 9. Kennislacunes

## 9.1 Predatorbeheersing van een deel van de betrokken predatoren

In 7.1.2 wordt aangehaald dat een mulitsoortenbenadering in het kader van predatiebeheer meer kans heeft op succes. Volgens de huidige wetgeving zijn echter niet alle soorten letaal te beheren, waardoor predatorbeheersing enkel toegepast kan worden op een deel van de betrokken predatoren. Dit maakt dat de uitkomst van dit beheer zal afhangen van de mate waarin de predatie gecompenseerd zal worden door andere predatoren.

In Vlaanderen worden actueel vos, zwerfkatten, zwarte kraai, ekster en bruine rat in meer of mindere mate letaal bestreden in het kader van predatorbeheersing. Cijfermateriaal om de omvang en de impact van de maatregelen in te schatten op de betrokken predatorsoorten ontbreken echter (zie ook 9.2). Indien de inzet van de maatregelen volgens de geschikte strategieën verloopt om de predatiedruk te verlagen (zie hoofdstuk 8) is het niet gekend of deze er actueel in slagen om de predatiedruk effectief te verlagen of in welke mate er compensatie door andere predatoren optreedt.

In welke mate compensatie door niet-beheerde soorten optreedt is actueel ongekend, en zal naar verwachting gebiedsafhankelijk zijn en mogelijk ook nog eens jaarafhankelijk in gebieden met sterk wisselend voedselaanbod (bv. woelmuizen). Factoren zoals de aanwezige predatorsoorten en hun respectievelijke dichtheden, de impact van de gevoerde predatorbeheersing, de voedselbeschikbaarheid en omgevingsvariabelen spelen hierbij een rol. Dit maakt dat zelfs wanneer de mate van compensatie door andere predatoren en de effectiviteit van de gevoerde predatorbeheersing voor een specifiek gebied gekend zouden zijn, deze bevindingen niet zomaar overdraagbaar zouden zijn naar een ander gebied. Beter dan het wegwerken van deze kennislacune via (zeer) groots opgezet wetenschappelijk onderzoek, pleit dit eerder voor de aanpak van een gebiedsspecifiek en adaptief beheer. De effectiviteit van het gevoerde beheer kan hierbij geëvalueerd worden om het beheer zo nodig bij te sturen.

## 9.2 Afschotgegevens en jachtinspanning

Van de soorten die actueel letaal beheerd worden, zijn er op Vlaams niveau, met uitzondering van bruine rat, cijfers beschikbaar over het aantal gedode of verwijderde dieren. Zo rapporteren wildbeheereenheden en onafhankelijke jachtrechthouders via het wildrapport jaarlijks het aantal gedode of verwijderde dieren van vos, verwilderde kat, zwarte kraai, gaai, ekster en kauw. Deze cijfers worden jaarlijks gerapporteerd door het INBO (INBO, s.d.).

In tegenstelling tot de grofwildsoorten, waarvoor per individu gedetailleerde gegevens beschikbaar zijn, waaronder datum en locatie van afschot, geslacht en leeftijdscategorie, hebben de gegevens op

het wildrapport enkel betrekking op de totale aantallen per soort en dit voor het volledige kalenderjaar. Doordat de cijfers hoofdzakelijk gerapporteerd worden op het niveau van het werkingsgebied van een wildbeheereenheid, is dit vaak ook het detailniveau met betrekking tot de locatie. Hoewel de cijfers bruikbaar zijn voor bijvoorbeeld trendbepalingen in het afschot (bv. Scheppers & Casaer, 2008), vereisen andere analyses meer inzicht in het afschot. Een populatiemodel voor kraaiachtigen dat de impact van veranderingen in afschotaantallen en -regime op de populatieontwikkeling wil nagaan heeft bijvoorbeeld nood aan bijkomende informatie over het gerealiseerde afschot, waaronder leeftijdsverdeling van het afschot, de periode van het jaar en de gebruikte methoden (Huysentruyt & Scheppers, 2022). Deze kennis is actueel niet voorhanden.

Naast meer gedetailleerde informatie over het afschot zelf, ontbreekt ook informatie over de geleverde jachtinspanningen om het afschot te realiseren (Scheppers & Casaer, 2008). Door het ontbreken van informatie over mogelijke veranderingen in de geleverde jachtinspanning vervaagt het verband tussen de aanwezige populatie en het gerealiseerde afschot. Dit bemoeilijkt de interpretatie van het afschot.

## 9.3 Landschapsschaal en natuurlijkheid

Landschapsschaal en natuurlijkheid van leefgebied komen steevast terug als kritische succesfactoren voor een weidevogelgebied. Uit onderzoek naar predatie op weidevogels (nesten en kuikens) komt naar voren dat grote graslandcomplexen of grote natuurlijke gebieden van aaneengesloten geschikt habitat, zoals venen of heidegebieden, een lagere predatiedruk kennen. Daarbij kunnen verschillende mechanismen spelen die moeilijk te ontrafelen lijken: andere predatoren-samenstelling of -dichtheid, veiliger nesthabitat, veiliger kuikenhabitat, door meer schuilmogelijkheden, met eventueel meer eten, wat kan leiden tot minder verplaatsingen … In overstromingsgebieden kan de frequentie van inundatie ook een effect hebben op aanwezigheid van predatoren (bv. minder muizen die daardoor minder predatoren aantrekken, burchten onder water) wanneer men van een behoorlijk schaalniveau kan spreken.

Een kennislacune is welke landschappen, met welk areaal, in Vlaanderen ‘van nature’ predatiebestendig zouden kunnen zijn teneinde een zelfredzame populatie weidevogels te behouden of te bereiken. Momenteel weten we niet zeker hoe groot en hoe natuurlijk die moeten zijn en ook niet of dit zonder predatorbeheer überhaupt mogelijk is. Wat daarbij ook speelt is hoe een metapopulatie van soorten als grutto en wulp er in Vlaanderen zou kunnen of moeten uitzien. In meer natuurlijke gebieden moet je ook eerder lage dichtheden verwachten, wat zo’n populatie wel ruimtebehoevend maakt. Dit is sowieso het geval voor wulp die heel territoriaal is. Grutto en kievit kunnen in dergelijke gebieden wel clusteren, wat hen kwetsbaarder maakt, maar zouden hier ook meer verspreid de nodige aantallen kunnen halen.

## 9.4. Populatiedynamiek en ruimtegebruik kraaiachtigen

Momenteel bestaat er een grote onduidelijkheid rond de impact van de huidige aanpak van beheer op de populaties van een aantal bestrijdbare kraaiachtigen in Vlaanderen. In kader van het huidige

rapport stelt deze vraag zich voornamelijk voor zwarte kraai en ekster, als de soorten die het meest waarschijnlijk een impact kunnen hebben op grondbroedende akker- en weidevogels. Maar deze nood bestaat bijvoorbeeld ook voor gaai, kauw en roek, die minder relevant zijn in de context van predatie op grondbroeders, maar wel in verband worden gebracht met schade aan akkergewassen en fruitteelt, en ook bestreden worden. Om een antwoord te bieden op deze vraag is er nood aan om per soort een ruimtelijk expliciet populatiemodel voor Vlaanderen op te stellen. Zulk model beschrijft de onderliggende demografische processen (zoals reproductie, mortaliteit en dispersie), en houdt tegelijk rekening met de ruimtelijke variatie in habitatgeschiktheid, voedselbeschikbaarheid en lokale populatiedichtheden. Dit moet toelaten om na te gaan in welke mate verschillende beheeraanpakken, waaronder verschillende scenario's van letaal beheer, maar ook niet-letaal beheer (zoals het beperken van antropogene voedselbronnen) en nulbeheer, een effect hebben op demografische ontwikkelingen over een bepaalde spatiale en temporele schaal (O'Neil *et al.*, 2021). Dit populatiemodel kan opgemaakt worden op basis van inzichten rond populatieparameters (overleving, reproductie …) uit de wetenschappelijke literatuur, eventueel in combinatie met aanvullend veldonderzoek. Daarnaast is er nood aan bijkomende informatie over het gerealiseerde afschot, waaronder leeftijdsverdeling van het afschot, de periode van het jaar en de gebruikte methoden en dit beheer te evalueren (zie 9.2).

Naast inzichten rond populatiedynamiek, is er ook nood aan fundamentele kennis over hoe zowel intrinsieke kenmerken van kraaiachtigen als externe omgevingsfactoren het gedrag van individuele dieren beïnvloeden, en daarmee het risico op schade bepalen. Zo is er bijvoorbeeld nog veel onduidelijkheid over in welke mate beheer van territoriale paren van zwarte kraai en ekster een impact heeft op het gedrag van niet-territoriale individuen. Het is belangrijk te begrijpen in welke mate dergelijke ingrepen daadwerkelijk bijdragen aan het verminderen van schade of eerder leiden tot verplaatsing of gedragsverandering binnen de populatie. Daarnaast moet onderzocht worden welke rol landschapskenmerken, de beschikbaarheid van (antropogene) voedselbronnen en nestgelegenheid spelen in het foerageergedrag en de ruimtelijke dynamiek van lokale populaties binnen de Vlaamse context (O'Neil *et al.*, 2023). Dergelijke inzichten zijn cruciaal om verbanden te kunnen leggen tussen schommelingen in aantallen of aanwezigheid en het voorkomen van zowel ecologische- als landbouwschade. Ze vormen daarmee een belangrijke basis om de effectiviteit van de huidige bestrijdingsaanpak, zowel wat betreft gebruikte methoden (zoals afschot en afvangst) als de ruimtelijke en temporele inzet ervan, te evalueren en alternatieve scenario's af te toetsen.

## 9.5 Effecten van een nulbeheer

We weten dat de vos een negatieve of limiterende impact kan hebben op populaties van prooisoorten, al hangt dit nauw samen met de beschikbaarheid van geschikt habitat. Daarnaast is bekend dat vossen door hun territoriale en sociale gedrag, in combinatie met een verhoogde reproductiecapaciteit, verliezen door jacht en bestrijding relatief gemakkelijk kunnen compenseren. Dispersie speelt hierin een belangrijke rol, evenals verschillende compensatiemechanismen die de reproductie aanpassen aan wijzigende dichtheden. De effecten van predatiebeheer op vossenpopulaties zijn niet altijd eenduidig (zie ook 3.1.1.1). Zo kent het VK een van de hoogste

vossendichtheden in Europa (Roos *et al.*, 2018), ondanks intensieve inspanningen om predatorpopulaties laag te houden.

De hypothese achter nulbeheer is dat een vossenpopulatie zonder letaal beheer zichzelf stabiliseert, waardoor de gemiddelde leeftijd in de populatie toeneemt en de reproductie afneemt (zie ook 7.1.5). Dit kan mogelijk resulteren in een hogere gemiddelde populatiedichtheid, aangezien afschot wegvalt, al zal dit deels tenietgedaan worden door verhoogde natuurlijke sterfte. Dit hoeft echter niet automatisch te betekenen dat de predatiedruk in de broedperiode toeneemt. Door kleinere nesten of minder worpen kan de energiebehoefte van de populatie, en daarmee de predatiedruk, stabiel blijven of slechts beperkt toenemen. Zelfs als dit niet voor de totale populatie geldt, kan het zijn dat daar waar vooral grondbroedende vogels voorkomen dit effect wel lokaal speelt. Een kleiner aantal jongen per nest kan daar dan een gunstig effect hebben.

Tijdens de dracht neemt de energiebehoefte van vrouwelijke vossen toe. Bij katten verdubbelt deze reeds halverwege de dracht, terwijl bij honden de stijging trager verloopt en pas in een latere fase toeneemt omdat de foetussen pas in een latere fase erg toenemen in grootte. Tijdens de lactatie zal de energiebehoefte zelfs verdrievoudigen (Fontaine, 2012; Wichert *et al*., 2009). Grotere nesten vereisen meer energie, wat deels gecompenseerd wordt door een lager geboortegewicht van de jongen. Na het spenen (circa twee maanden) blijft de energiebehoefte hoog, precies in de periode waarin veel grondbroeders kwetsbaar zijn en de vossen hun jongen intensief voeden met de meest voedzame en efficiënte prooien rijk aan dierlijk eiwit. In deze gevoelige fase kan een verminderde populatiegroei bijdragen aan het verminderen van de predatiedruk. In tegenstelling tot dit te realiseren met verhoogd afschot in deze periode, zou dit ook bereikt kunnen worden door gebruik te maken van natuurlijke regulatiemechanismen als alternatieve vorm van beheer.

Hoewel nulbeheer intuïtief niet de meest voor de hand liggende stap lijkt, is het vanuit een ecologisch en dierethisch perspectief een valabele optie. Mogelijk wordt nulbeheer als contra-intuïtief ervaren, omdat mensen liever vasthouden aan wat ze kennen (cognitieve dissonantie, confirmation bias) en eerder geneigd zijn tot actie dan tot nietsdoen (illusie van controle). Daarom is het belangrijk om hen vertrouwd te maken met de ecologie van een predator zoals de vos.

Er zijn aanwijzingen dat nulbeheer, afhankelijk van de doelstelling, werkt en bijvoorbeeld zeer succesvol kan zijn om vossenlintworm te bestrijden. Dit was zowel het geval in de praktijk in het Groothertogdom Luxemburg als deel van een wetenschappelijke studie. De opzet of hypothese van de onderzoekers bestond er nochtans in om na te gaan of intensievere bestrijding de prevalentie van vossenlintworm zou kunnen doen dalen. De assumptie hierbij was dat minder vossen de verspreiding van vossenlintworm zouden beperken, echter de lagere dichtheden en dispersie van de gevoelige jonge vossen zorgden voor een toename van de parasiet. Na tien jaar zonder bejaging van de vos in Groothertogdom Luxemburg is er een spectaculaire afname van vossenlintworm.

Ook nu reeds zijn er meerdere locaties waar vossen niet beheerd worden: verstedelijkte gebieden en natuurreservaten. Er zijn echter ook mogelijke risico's verbonden aan het instellen van nulbeheer. Zo

weten we niet wat de gevolgen zullen zijn voor de populaties akker- en weidevogels. Eventuele nadelige gevolgen voor deze populaties vallen vooral te verwachten in de transitieperiode, maar ook op een later tijdstip vallen deze niet uit te sluiten. Initieel kunnen de negatieve feedbackmechanismen immers hun regulerende rol niet onmiddellijk uitspelen, waardoor zelf een piek in de densiteit kan ontstaan. In het opvolgen via adaptief beheer zal met dit rebound effect dan ook terdege rekening gehouden moeten worden dat deze piek en de daaraan gekoppelde risico's van voorbijgaande aard kunnen zijn. Langs de andere kant is het zeker niet de bedoeling en wenselijk dat er onomkeerbare risico's worden genomen. Een goede monitoring van de situatie in het veld van de betrokken populaties is daarbij cruciaal.

Nulbeheer kan worden onderzocht als deel van een wetenschappelijke studie om de risico's beter in te schatten. Anderzijds kan het als beleidskeuze worden overwogen op basis van bestaande inzichten. Een mogelijke aanpak zou kunnen bestaan uit een combinatie van intensief beheer in kwetsbare gebieden en nulbeheer elders, waarbij predatorbeheersing alleen plaatsvindt in de meest kritische periodes voor akker- en weidevogels.

## 9.6 Functionele en numerieke respons, additieve of compensatorische mortaliteit

De onder 2.9 besproken mechanismen zijn in de praktijk momenteel voor Vlaanderen voor de meeste prooi-predator interacties niet of onvoldoende gekend. Nochtans is deze kennis cruciaal indien men aan de hand van populatiemodellen de impact van mogelijk predatiebeheer op de predatorsoort of van veranderingen in dichtheden van de predatoren op een prooisoort wenst te onderzoeken. Het wegwerken van deze kennislacunes vergt zowel literatuuronderzoek als experimenteel onderzoek. Gezien de complexiteit en de logistieke uitdagingen van het uitvoeren van dit soort veldonderzoek dient hier zeker geprioriteerd te worden in functie van kennislacunes die direct gekoppeld zijn aan mogelijke beheermaatregelen. Opnieuw verwijzen we hierbij naar het hoofdstuk over gestructureerde besluitvorming (zie 5.3) om de kennislacunes te bepalen en prioriteren.

## 9.7 Kennis kwartel

In vergelijking met de andere doelsoorten die in dit rapport worden besproken, is de kennis rond kwartel eerder beperkt. Door de nomadische leefwijze en het verborgen gedrag is de soort bijzonder moeilijk te bestuderen en te monitoren. Dit leidt tot aanzienlijke kennislacunes, zowel in Vlaanderen als op Europese schaal. Specifiek wat betreft predatie ontbreekt het aan inzicht in nest- en habitatvoorkeuren, de mate waarin predatie het broedsucces en de overleving van zowel jongen als adulten beïnvloedt, welke predatoren hierbij het belangrijkst zijn, en in welke mate predatie tijdens trek en overwintering een rol speelt. De hoge mobiliteit van kwartels en de moeilijkheid om nesten, kuikens en adulten systematisch op te volgen, zorgen ervoor dat betrouwbare gegevens over de impact van predatie momenteel ontbreken.

Door deze onzekerheden en de beperkte overdraagbaarheid van gegevens uit andere regio's is het opstellen van een onderbouwd en effectief predatiebeheerplan voor kwartel op korte termijn niet haalbaar. Om tot een zinvolle aanpak te komen, is fundamenteel onderzoek nodig, bij voorkeur via Europese samenwerking en gerichte onderzoeksmethoden zoals ring- en zenderonderzoek tijdens de trekperiode.

## 9.8 Effectiviteit van individuele maatregelen

In hoofdstuk 5 werden verschillende maatregelen besproken die ingezet zouden kunnen worden in het kader van de beheerstrategieën om de predatiedruk op de doelsoorten te verlagen (zie hoofdstuk 8). Uit de literatuur blijkt vaak dat juist het combineren van verschillende maatregelen het beste resultaat oplevert en effectiever is (vb. Baker & Harris, 2006; Mulder, 2005; Ruette *et al.*, 2003). Het combineren van de inzet van maatregelen bemoeilijkt echter uitspraken over de effectiviteit van individuele maatregelen. Wanneer verschillende maatregelen simultaan toegepast worden, is het daarenboven niet eenvoudig om de maatregelen met elkaar te vergelijken (Reynolds, 2000). Dieren die verwijderd worden met de ene maatregel, zijn hierbij niet meer aanwezig om verwijderd te worden met de andere maatregel(en), waardoor de resultaten van de maatregelen afhankelijk zijn van elkaar. Zoals hoger toegelicht (zie 7.2.1) is ook de efficiëntie van maatregelen vaak geen geschikte maatstaf om maatregelen met elkaar te vergelijken. Het nagaan van de effectiviteit van individuele maatregelen is hierdoor dan ook geen eenvoudige opdracht. Desondanks is dit een belangrijke factor om mee te nemen in het ontwerpen van het predatiebeheerplan, waarbij gezocht wordt naar maatregelen die kunnen bijdragen aan een effectief plan.

## 9.9 Zoekgedrag predatoren

Elke predator heeft een eigen zoekstrategie. In veel gevallen wordt gebruikgemaakt van structuren in het landschap om de prooi te kunnen verrassen. Zoogdieren blijken vaak randstructuren te volgen, kiekendieven patrouilleren vanuit de lucht maar zoeken consequent de meest muizenrijke akkerrandstroken af, een buizerd of zwarte kraai loert vanop een 'hoogzit' (boom, paal …) naar prooien, enzovoort.

Studies naar het gedrag van predatoren vinden meestal plaats in grote uniforme gebieden, omdat dit nu eenmaal een eenvoudiger proefopzet levert. Het Vlaamse landschap is echter allesbehalve uniform, behalve misschien in sommige polders of open akkergebieden in de leemstreek. In het eerder kleinschalige gebied met veel verspreide bebouwing is het onduidelijk hoe de vossen en kraaien zich door het landschap bewegen, waar ze het meest tijd doorbrengen en waar ze het meeste voedsel vinden. Inzicht in het detailzoekgedrag van deze predatoren kan leiden tot richtlijnen om het landschap predatiebestendiger in te richten of predatiebeheersing efficiënter te maken.

Aansluitend hierbij kunnen experimenten worden uitgevoerd om te zien of de aanpak werkt. Voorbeelden kunnen zijn:

- Hoe passen predatoren hun zoekstrategie aan op bredere akkerrandstroken?
- Zijn voor kleine vogels beter doorwandelbare mengsels ook beter doorwandelbaar voor predatoren?
- Is het mee zaaien van een aandeel zonnebloemen in mengsels voor patrijzen of andere akkervogels een geschikte manier om het jagen van kiekendieven en sperwers te bemoeilijken ? (principe van de zgn. Aspergeversperring uit WO II)
- Hoe gaan kraaiachtigen om met het verwijderen van hoogstammige bomen uit weidevogelgebied?

Een dergelijk onderzoek kan gebeuren door het zenderen van een voldoende aantal individuen waarbij de gps-positie en eventueel de aard van de bewegingen (zitten, vliegen, pikken, roepen …) worden geregistreerd.

## 9.10 Afwegingskader verplaatsen roofvogels

Af en toe specialiseert een individu van een normaal generalistische predatorsoort zich op een meestal lokaal talrijke of gemakkelijk te vangen prooi, zoals kuikens van kolonievogels of weidevogels. Als het gaat over nesten of jongen van een sterk bedreigde prooisoort kan het een optie zijn om dat individu weg te vangen en te verplaatsen naar een gebied van waar het dier naar verwachting niet op eigen kracht kan terugkeren, of in elk geval niet in de kwetsbare periode voor die bedreigde broedvogels.

Een dergelijke situatie komt bijna altijd voor op plaatsen waar het landschap niet optimaal is voor de prooisoort, bijvoorbeeld omdat het broedeiland te dicht bij de oever ligt en een vos er zwemmend bij kan, of dat het een fluitje van een cent is voor de buizerd uit het bos vlakbij om eens over te steken naar een weidevogelgebied. In het geval van een vos zou een letale bestrijding nog mogelijk zijn, maar voor een beschermde roofvogel is dat niet aan de orde.

De beslissing om zo'n beschermd dier uit het gebied te verwijderen dient snel te gebeuren, binnen de paar dagen (zie ook 5.4.12). Anders kan de aangerichte ‘schade’ aan de prooidierpopulatie hoog oplopen en een volledig broedseizoen teniet doen. Hierbij is het voor dergelijke (uitzonderlijke) gevallen belangrijk dat er een goed afwegingskader kan worden gehanteerd om indien nodig snel een onderbouwde beslissing te kunnen nemen. Ook hier zal een goede monitoring ertoe moeten leiden dat er uit fouten wordt geleerd en goede voorbeelden navolging vinden. Zo is het bijvoorbeeld moeilijk in te schatten hoe ver zo’n roofvogel weggebracht moet worden. Dat zal de praktijk moeten uitwijzen.

## 9.11 Opvolging van nieuwe generalistische predatoren

Naast de generalistische predatoren die vandaag de dag wijdverspreid en talrijk zijn in Vlaanderen, zoals vos, zwarte kraai, ekster, of steenmarter, zijn er enkele soorten die actueel bezig zijn met een uitbreiding van hun verspreidingsgebied en een toename in populatiegrootte. Van enkele van deze

soorten kan verwacht worden dat ze hierdoor in de toekomst een potentiële (lokale) impact kunnen hebben op grondbroedende akker- en weidevogels in Vlaanderen.

Een kennislacune heeft bijvoorbeeld betrekking op de toekomstige verspreiding en habitatvoorkeur van de raaf. In het buitenland (USA) wordt deze soort geassocieerd met de achteruitgang van bepaalde kwetsbare soorten, vooral in gebieden waar deze al onder druk staan door factoren zoals habitatverlies. In dergelijke omstandigheden hebben lokale raafpopulaties zich aangepast van een afhankelijkheid van natuurlijke habitats naar het benutten van menselijke aanwezigheid in het landschap, bijvoorbeeld door de toename van antropogene voedselbronnen. Dit heeft geleid tot een uitbreiding in zowel aantallen als verspreidingsgebied. In Vlaanderen verloopt de populatietoename momenteel traag, maar verwacht wordt dat een verschuiving in habitatvoorkeur, van grote boscomplexen naar meer open landschappen, zoals reeds waargenomen in onze buurlanden, deze groei kan versnellen. Gezien de potentiële impact op kwetsbare akker- en weidevogelpopulaties is het wenselijk om deze ontwikkeling nauwgezet te volgen. Dit kan worden gerealiseerd door gerichte monitoring van de Vlaamse populatie, het opvolgen van hun voedselvoorkeur en modelmatige voorspellingen (Webster *et al.*, 2021).

Ook de oehoe is inmiddels in opmars en reeds aanwezig in grote boscomplexen doorheen Vlaanderen, met uitzondering van West-Vlaanderen, al lijkt het slechts een kwestie van tijd voor hij zich ook daar vestigt. Als nieuwe generalistische toppredator kan de oehoe een aanzienlijke invloed uitoefenen op middelgrote dieren. Tot zijn potentiële prooien behoren kraaiachtigen, roofvogels, kleine marterachtigen, egels en bruine ratten. Naast intra-guild predatie op predatoren van akker- en weidevogels kunnen ook deze doelsoorten zelf getroffen worden door predatie van oehoe, al is hier weinig over bekend. Daarom is het cruciaal om de ecologische gevolgen van zijn aanwezigheid van oehoe als toppredator beter te begrijpen. Zo kan bijvoorbeeld systematische analyse van braakballen in diverse regio's inzicht bieden in zijn voedselkeuze en daarmee zijn potentiële impact op het ecosysteem.

Verder breidt de goudjakhals zich uit in Europa en zal deze vermoedelijk ook Vlaanderen bereiken. Deze soort heeft een opportunistisch dieet, bestaande uit kleine zoogdieren, aas en plantaardig materiaal. Vogels maken slechts een klein deel hiervan uit. Onderzoek uit andere landen wijst erop dat de soort niet noodzakelijk zorgt voor extra nestpredatie: zijn impact lijkt vooral de plaats in te nemen van andere predatoren zoals de vos. Mogelijk verdringt hij deze zelfs lokaal, wat tot een herschikking in het predatorgemeenschappen kan leiden.

Tot slot zijn er enkele uitheemse roofdieren aanwezig of op komst naar Vlaanderen, zoals de wasbeer, wasbeerhond en Amerikaanse nerts. Deze soorten komen vooral via vestigingen in buurlanden onze kant op. Vooral de wasbeer is inmiddels gevestigd en kent nog groeipotentieel; de andere twee worden voorlopig slechts sporadisch waargenomen. Hoewel hun exacte impact op grondbroedende vogels momenteel onduidelijk is, tonen studies aan dat sommige uitheemse predatoren in staat zijn om prooipopulaties lokaal onder druk te zetten. Verdere verspreiding en effecten op de biodiversiteit verdienen dus blijvende opvolging.

# 10. Oorzaken van de achteruitgang van grondbroedende akker- en weidevogels

De achteruitgang van grondbroedende akker- en weidevogels is het gevolg van een complex samenspel van factoren. Hoewel predatie, zoals in dit rapport besproken, een beperkende rol kan spelen, is het slechts één van de vele uitdagingen waarmee deze soorten worden geconfronteerd. Andere cruciale factoren, zowel in de broedgebieden als langs migratieroutes en in overwinteringsgebieden voor trekvogels, zijn het verlies van geschikte leefomgevingen en de afname van beschikbare voedselbronnen (Dochy & Hens, 2005). Voor een uitgebreide bespreking van deze problematiek binnen de Vlaamse context verwijzen we naar andere bronnen zoals het werk van Dochy & Hens (2005), Van Gossum *et al*. (2024), De Bruyn *et al*. (2019) en Dekeukeleire *et al*. (2024). Hieronder volgt een beknopt overzicht van de belangrijkste bedreigingen.

## 10.1 Leefomgeving

Akker- en weidevogels vormen geen uniforme groep wanneer het op de vereisten van hun leefomgeving aankomt. Soorten van open landschappen broeden en foerageren in open terrein, in de landbouwgewassen of graslanden, vaak ver verwijderd van de randen met eventuele kleine landschapselementen. Een andere groep broedt en foerageert in hagen, houtkanten, rietkragen of andere vegetaties in de randen van de landbouwpercelen. Beiden hebben nood aan agrarische landschappen waar een afwisseling van extensief beheerde akkers en graslanden zowel nestgelegenheid als voedselbronnen biedt. De modernisering van de landbouw heeft dit agrarische landschap ingrijpend veranderd (Dochy & Hens, 2005). Zowel in Vlaanderen als daarbuiten hebben kleinschalige akkercomplexen, die enkele decennia geleden een variatie aan gewassen, braakliggende stukken en overhoekjes boden, plaatsgemaakt voor grotere percelen met minder variatie aan gewassen per vierkante kilometer, met daardoor veel minder randen. Daarnaast kwamen snellere landbouwbewerkingen, een hoge bemestingsdruk met uniformisering van de randvegetaties, een intensief pesticidengebruik en een afname aan kleine landschapselementen. De natuurlijke schuilplaatsen en nestgelegenheden voor akkervogels zijn sterk afgenomen (Dochy & Hens, 2005).

Tegelijkertijd heeft de omzetting van graslanden naar akkerland geleid tot een direct verlies aan broedgebieden voor weidevogels. Door drainage en intensieve waterbeheersing verdrogen ook omliggende resterende graslanden, waardoor ze minder geschikt worden (Oosterveld *et al*., 2014). Ook het beheer van graslanden is veranderd. Intensieve bemesting zorgt voor een dichte, monotone vegetatie die minder geschikt is voor broedvogels en hun jongen, terwijl deze vegetatie ook vroeger wordt gemaaid waardoor nesten en kuikens verstoord of uitgemaaid worden nog voordat ze kunnen uitvliegen (Oosterveld *et al*., 2014). Zo kunnen landbouwwerkzaamheden zorgen voor een verlies van 30-50% van nesten wanneer deze niet individueel worden beschermd in Nederlandse weidevogelgebieden, een percentage dat gelijkaardig is aan en vaak zelfs hoger ligt dan de

predatieverliezen (Teunissen *et al*. 2005). Graslanden die niet meer regelmatig beheerd worden, verruigen en verbossen, waardoor ze hun open karakter verliezen en ongeschikt worden voor weidevogels.

## 10.2 Voedselbronnen

Mede door het verdwijnen van geschikte leefomgevingen is ook een tekort aan voedsel een belangrijke factor in de achteruitgang van akker- en weidevogels. Een van de meest zorgwekkende trends is de afname van insectenpopulaties. Insecten en andere invertebraten vormen een cruciale voedselbron voor jonge vogels, die in hun eerste levensweken afhankelijk zijn van een hoogwaardig dieet vol eiwitten (Donald *et al*., 2001b; Loonstra *et al*., 2018). Door het grootschalige gebruik van pesticiden in de landbouw zijn insecten echter in grote aantallen verdwenen (Kleijn *et al.*, 2018). Zo berekenden Hallmann *et al*. (2017) in 2017 dat over een periode van 27 jaar de midzomer-biomassa aan vliegende insecten met ruim 80% afnam in Duitse natuurgebieden. Een andere Duitse studie (Seibold *et al.*, 2019) gaf aan dat in tien jaar tijd het aantal soorten geleedpotigen met een derde was afgenomen. Naast het aantal soorten, verminderde op graslandlocaties ook het aantal exemplaren per soort met bijna 80%. Dit resulteerde op dezelfde locaties in een reductie van de biomassa van geleedpotigen met twee derde. Naast directe afname in het aantal prooien kan de beschikbaarheid ook afnemen, doordat bijvoorbeeld verdroging ervoor zorgt dat soorten als grutto niet meer kunnen foerageren in de bodem en voedselbronnen zoals regenwormen minder benut kunnen worden (Verhoeven *et al*., 2022). Ook kan bijvoorbeeld een te dichte vegetatie, zoals vaak het geval is bij hedendaagse akkers en zeker bij graslanden, verhinderen dat soorten als veldleeuwerik op de grond kunnen foerageren naar insecten (Puttmanns *et al*., 2021).

Ook zaadetende vogels vinden minder voedsel door veranderingen in landbouwbeheer. Waar extensief beheerde akkers een overvloed aan onkruidzaden en graan boden, zijn deze voedselbronnen vandaag grotendeels verdwenen door de overstap naarminder voor akkervogels geschikte teelten zoals maïs en het gebruik van herbiciden (Dochy & Hens, 2005). Vooral in de winterperiode, wanneer veel vogels afhankelijk zijn van zaadrijke stoppelvelden, is de voedselbeschikbaarheid dan ook aanzienlijk gedaald (Dochy & Hens, 2005). Naast de afname van natuurlijke voedselbronnen worden vogels ook bedreigd door het gebruik van met pesticiden behandeld zaaigoed (Foppen *et al*., 2018). In de jaren zestig en zeventig hadden organochloriden zoals DDT, Aldrin en Dieldrin directe letale gevolgen voor predatoren zoals roofvogels (Newton, 2013). Hoewel de impact op akkervogels minder goed gedocumenteerd is, kunnen ook zaadetende soorten nadelige effecten ondervinden. Laboratoriumexperimenten met neonicotinoïden (zie overzicht in Gibbons *et al*., 2015) en recente veldstudies rond sterfte bij patrijs (Millot *et al*. 2016) wijzen erop dat deze pesticiden schadelijk kunnen zijn. De negatieve effecten beperken zich niet tot acute sterfte, maar beïnvloeden ook de voortplanting, groei en ontwikkeling van jonge vogels en het trekvermogen. Zo is aangetoond dat patrijzen die zich voeden met behandeld zaaigoed kleinere en lichtere kuikens grootbrengen dan soortgenoten die onbehandeld voedsel eten (Gaffard *et al.*, 2022).

## 10.3 Ruimere context

Het verlies van leefgebieden en voedselbronnen beperkt zich niet tot de broedgebieden. Veel akker- en weidevogels zijn trekvogels die tijdens hun jaarlijkse migratie van en naar bijvoorbeeld het Middellandse Zeegebied of West-Afrika afhankelijk zijn van cruciale pleisterplaatsen waar ze hun energiereserves kunnen aanvullen. In januari-februari verblijven zo grote aantallen grutto's in Spaanse en Portugese rijstvelden, alvorens eind februari opnieuw terug te vliegen naar de broedgebieden in West-Europa (Masero *et al.,* 2009). Door verstedelijking, intensieve landbouw en veranderende hydrologische omstandigheden verdwijnen deze rustplaatsen (Vansteelant, 2023). Hierdoor worden trekvogels gedwongen om minder geschikte gebieden op te zoeken, wat hun energievoorziening tijdens de trek bemoeilijkt en hun overlevingskansen kan verminderen (Gill *et al*., 2008).

Dit is niet alleen het gevolg van menselijk ingrijpen in het landschap, maar ook klimaatverandering kan een versterkende rol spelen bij het verdwijnen van geschikte leefgebieden en voedselbronnen. Veranderingen in temperatuur- en neerslagpatronen leiden ertoe dat natte habitats uitdrogen, waardoor ze minder geschikt worden als broedgebied of onvoldoende voedsel bieden als foerageergebied (Smart & Gill, 2003). Zware neerslag in het broedseizoen kan voor overstromingen zorgen en nesten overstromen of kuikens doen verdrinken of van kou laten omkomen. Ook uitzonderlijk stevige hagelbuien kunnen hun tol eisen bij grondbroeders, hun nesten of kuikens, want zij kunnen hier nergens voor schuilen. Daarnaast vervroegt door klimaatverandering de piek in voedselbeschikbaarheid. Langeafstandstrekvogels die in hun overwinteringsgebied niet tijdig kunnen anticiperen op deze veranderingen keren te laat terug. Dit leidt tot een discrepantie tussen hun energetische behoeften en het beschikbare voedsel, zowel op pleisterplaatsen als in hun broedgebieden, met een verminderde overleving en een lager broedsucces als mogelijk gevolg (Visser *et al*., 2012). Soorten die kortere afstanden afleggen, zoals de kievit en de wulp uit Scandinavische broedgebieden, kunnen zich wel aanpassen door vroeger terug te keren. Dit brengt echter het risico met zich mee dat vervroegde legsels vernield raken door landbouwwerkzaamheden (Santangeli *et al*., 2018).

Naast afname van geschikte leefgebieden en voedselbronnen vormt ook stroperij en jacht een bedreiging voor bepaalde soorten, vooral langs trekroutes in het Middellandse Zeegebied. Soorten zoals kwartel worden er op grote schaal bejaagd, zowel legaal als illegaal, met een geschatte 1-2 miljoen individuen die per jaar in de regio gedood worden (Brochet *et al.*, 2016). Hierdoor komen populaties van deze soort mogelijks verder onder druk te staan (Hirschfield *et al.*, 2019). Ook andere soorten, waaronder specifiek de Vlaamse broedpopulatie van wulp, worden getroffen door bijvoorbeeld illegale jachtpraktijken in Frankrijk (Jiguet *et al.*, 2021; 2023). In Vlaanderen zelf bestaat het risico op overbejaging van patrijs, voornamelijk in gebieden met lage populatiedensiteiten (Scheppers *et al.*, 2019).

# 11. Rol van predatiebeheer

De veranderingen in agrarische landschappen, zowel direct door intensieve landbouw en stedelijke ontwikkeling als indirect door klimaatverandering, vormen de belangrijkste oorzaak van het verlies aan leefgebieden en voedselbronnen voor akker- en weidevogels. Deze ontwikkelingen hebben tevens bijgedragen aan de toename en verspreiding van bepaalde generalistische predatoren en de kwetsbaarheid van grondbroedende soorten voor predatie. Binnen agrarische landschappen kan bijvoorbeeld de fragmentatie van geschikte habitats als gevolg van bebossing, of het gebrek aan vegetatiebedekking gedurende een groot deel van de broedcyclus door vroegere oogstdatums, leiden tot een verhoogde predatiedruk op grondbroedende vogels, zelfs op soorten met een speciale beschermingsstatus (Andrén, 1994; Reino *et al*., 2010; Pita *et al*., 2009).

Daarom is een geïntegreerde aanpak, die de onderliggende oorzaken van zowel habitatverlies als toename in predatiedruk aanpakt, de meest duurzame strategie om de achteruitgang van akker- en weidevogels te stoppen. Hierbij spelen biotoopmaatregelen een sleutelrol. Deze kunnen immers inzetten op het creëren van een geschikt en predatiebestendig landschap voor de doelsoorten. Herstel (of het met agromilieumaatregelen nabootsen) van kleinschalige landschappen met structuurrijke akkers en kruidenrijke graslanden, gecombineerd met extensief landbouwbeheer, zoals later maaien, minder bemesten, het verminderen van pesticidengebruik en het behoud van akkerranden en onkruidrijke percelen is cruciaal.

Uit onderzoek blijkt dat de impact van biotoopmaatregelen sterk afhangt van de schaal waarop ze worden toegepast en dat de herstelcapaciteit van vogelpopulaties beïnvloed wordt door complexe interacties tussen habitat, predatie en andere externe factoren (Hertzog *et al*., 2023; Pe'er *et al*., 2014). Europese beleidsinstrumenten voor landbouw en natuurherstel, die grotendeels gebaseerd zijn op biotoopmaatregelen, kunnen positieve effecten hebben, maar schieten momenteel tekort in het benutten van hun volledige potentieel voor biodiversiteitsherstel (Donald *et al*., 2007; McMahon *et al*., 2020; Sanderson *et al*., 2016).

Predatiebeheer, en in het bijzonder predatorbeheersing, is als beheermaatregel vaak omstreden en wordt op zichzelf niet beschouwd als een duurzame oplossing. Studies tonen aan dat predatorbeheersing als enige maatregel onvoldoende is om de negatieve populatietrend van kwetsbare soorten te keren (Bro *et al.*, 2000; Potts, 1986). Bovendien roept het ethische en ecologische bezwaren op, vooral bij het routinematig toepassen van letale methoden (Lennox *et al*., 2018; Warburton & Norton, 2009). Toch zijn er aanwijzingen dat doelgerichte predatorbeheersing in bepaalde gevallen een positief effect kan hebben op de instandhouding van kwetsbare vogelpopulaties, mits het wordt toegepast als onderdeel van een bredere strategie (Gilsdorf & Rossi, 2008; Kämmerle & Storch, 2019; Roos *et al*., 2018).

Enerzijds kan gericht en effectief predatiebeheer, in afwachting van voldoende structurele habitatverbeteringen, een rol spelen bij het ondersteunen van lokale populaties (McMahon *et al.,* 2020; 2024), waarbij dit best deel uitmaakt van een geïntegreerde natuurherstelstrategie. Anderzijds kan het de benodigde oppervlakte aan habitatmaatregelen verkleinen, zoals aangetoond in studies

rond de patrijs (Aebischer & Ewald, 2004; Potts, 1986). Beide aspecten zijn met name relevant in dichtbevolkte en intensief gebruikte landschappen zoals Vlaanderen, waar de beschikbare ruimte en middelen voor grootschalige habitatmaatregelen beperkt zijn. In deze context kan effectief predatiebeheer een ondersteunende rol spelen door de symptomen van het limiterend effect van predatie te helpen remediëren. De finale strategie dient er echter op gericht te zijn om het habitatverlies en -degradatie in het landbouwgebied, dat aan de basis ligt van de achteruitgang van de doelsoorten, te herstellen. Waar effectief predatiebeheer een ondersteunende rol zou kunnen spelen, is er nog steeds nood aan een fundamentele transitie van de huidige landbouwpraktijken om de toekomst van deze soorten in Vlaanderen op lange termijn veilig te stellen (zie Van Gossum *et al*., 2024).

# 12. Conclusies

Habitatverlies en -degradatie liggen aan de basis van de achteruitgang van de grondbroedende akker- en weidevogels. Dit omkeren is de sleutel om een duurzaam herstel van deze populaties te realiseren. De huidige inspanningen hiervoor blijken onvoldoende te zijn om voor een kentering te zorgen. In deze context stelt zich dan ook de vraag in welke mate predatiebeheer ingezet kan worden als bijkomende maatregel, minstens tot de leefgebieden voldoende hersteld zijn.

Bij de invulling van het predatiebeheer voor de doelsoorten moet er per predator worden bepaald welke beheermaatregelen binnen het vigerende wettelijk kader het meest effectief zijn. Het kan hierbij gaan om zowel letale als niet-letale maatregelen. Naast ecologische aspecten spelen ook maatschappelijke visies, economische aspecten en ethische bedenkingen, vooral met betrekking tot predatorbeheersing, een rol bij de keuze van de maatregelen en de inzetbaarheid ervan in het kader van de beheerstrategie.

De invulling van het predatiebeheer moet ook gebiedsspecifiek gebeuren. Niet alleen speelt dit een rol bij de inzetbaarheid van bepaalde maatregelen, maar zal dit een sterke invloed hebben op de uitkomst van het gevoerde predatiebeheer. De betrokkenheid van meerdere predatoren bij de predatiedruk van de doelsoorten in combinatie met de gebiedsspecificiteit maakt dat de effectiviteit van predatiebeheer gebiedsafhankelijk is. Verschillende factoren spelen hierbij een rol, bijvoorbeeld de mate waarin compensatie door de andere predatoren zal plaatsvinden. Deze gebiedsafhankelijkheid wordt bepaald door factoren zoals de aanwezige predatorsoorten en hun respectievelijke dichtheden, de impact die het predatiebeheer kan realiseren op de betrokken predatoren, de prooibeschikbaarheid en tal van andere biotische en abiotische omgevingsvariabelen. Hierdoor is maatwerk op gebiedsniveau aangewezen. In deze context is het belangrijk aandacht te hebben voor de grootte en de mate van versnippering van het gebied, aangezien deze mee de effectiviteit zullen bepalen. Afhankelijk van de aanwezige predatorsoorten en hun respectievelijke dichtheden zal een predatiebeheerplan met een multisoorten-aanpak doorgaans effectiever zijn dan een aanpak die zich richt op één predatorsoort. Binnen de multisoortenaanpak moeten de soortspecifieke beheermaatregelen per predator worden opgenomen en op elkaar worden afgestemd.

De onvoorspelbaarheid met betrekking tot de effectiviteit maakt dat predatiebeheer best kadert binnen een adaptieve beheeraanpak, waarbij via monitoring het effect van het beheer op zowel predator als doelsoort geëvalueerd wordt en zo nodig kan worden bijgestuurd. De aanpak van gestructureerde besluitvorming kan hierbij aangewend worden om te komen tot onderbouwde keuzes bij de vormgeving van het predatiebeheer.

Een effectief predatiebeheer kan een ondersteunende rol spelen bij het populatieherstel van de doelsoorten door de symptomen van het limiterend effect van predatie te helpen remediëren. De finale strategie dient er echter op gericht te zijn om het habitatverlies en -degradatie in het landbouwgebied dat aan de basis ligt van deze achteruitgang te herstellen. Daar waar effectief

predatiebeheer een ondersteunende rol op korte termijn zou kunnen spelen, is er nog steeds nood aan een fundamentele transitie van de huidige landbouwpraktijken om de toekomst van deze soorten in Vlaanderen op lange termijn veilig te stellen (zie Van Gossum *et al*., 2024).

## Referenties


Abou Zeid F., Morelli F., Ibáñez-Álamo J., Díaz M., Reif J., Jokimäki J., Suhonen J., Kaisanlahti-Jokimäki M.-L., Markó G., Bussiere R., Mägi M., Tryjanowski P., Kominos T., Galanaki A., Bukas N., Pruscini F., Jerzak L., Ciebiera O. & Benedetti Y. (2023). Spatial Overlap and Habitat Selection of Corvid Species in European Cities. Animals. https://doi.org/10.3390/ani13071192.

Aebischer N.J. (1991). Sustainable yields: gamebirds as a harvestable resource [grey partridge (Perdix perdix)]. Gibier Faune Sauvage (France).

Aebischer N.J. (2019). Fifty-year trends in UK hunting bags of birds and mammals, and calibrated estimation of national bag size, using GWCT's National Gamebag Census. European Journal of Wildlife Research 65 (4): 64.

Aebischer N.J., Bailey C.M., Gibbons D.W., Morris A.J., Peach W.J. & Stoate C. (2016). Twenty years of local farmland bird conservation: the effects of management on avian abundance at two UK demonstration sites. Bird Study 63 (1): 10-30.

Aebischer N.J. & Ewald J.A. (2004). Managing the UK Grey Partridge *Perdix perdix* recovery: population change, reproduction, habitat and shooting. Ibis 146 (s2): 181-191. https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2004.00345.x.

Ainsworth G., Calladine J., Martay B., Park K., Redpath S., Wernham C., Wilson M. & Young J. (2016). Understanding predation - A review bringing together natural science and local knowledge of recent wild bird population changes and their drivers in Scotland. https://doi.org/10.13140/RG.2.1.1014.6960.

Amar A., Redpath S., Sim I. & Buchanan G. (2010). Spatial and temporal associations between recovering populations of common raven Corvus corax and British upland wader populations. Journal of Applied Ecology 47 (2): 253-262.

Amar A., Thirgood S., Pearce-Higgins J. & Redpath S. (2008). The impact of raptors on the abundance of upland passerines and waders. Oikos 117: 1143-1152. https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2008.16769.x.

ANB (2020). Soortenbeschermingsprogramma voor weidevogels in Vlaanderen met focus op Grutto (Limosa limosa) en Wulp (Numenius arquata). https://natuurenbos.vlaanderen.be/sites/default/files/documenten/sbp_weidevogels.pdf.

Andersson M., Wallander J. & Isaksson D. (2009). Predator perches: a visual search perspective. Functional Ecology 23 (2): 373-379. https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2008.01512.x.

Andrén H. (1992). Corvid Density and Nest Predation in Relation to Forest Fragmentation: A Landscape Perspective. Ecology 73 (3): 794-804. https://doi.org/10.2307/1940158.

Andrén H. & Andren H. (1994). Effects of Habitat Fragmentation on Birds and Mammals in Landscapes with Different Proportions of Suitable Habitat: A Review. Oikos 71 (3): 355. https://doi.org/10.2307/3545823.

Anger F., Förschler M.I. & Anthes N. (2024). Variation in reproductive success in a fragmented Meadow Pipit population: a role for vegetation succession? Journal of Ornithology 165 (2): 369-379. https://doi.org/10.1007/s10336-023-02121-4.

Anthony R.M., Grand J.B., Fondell T.F. & Miller D.A. (2006). Techniques for identifying predators of goose nests. Wildlife Biology 12 (3): 249-256.

Araújo M.S., Bolnick D.I. & Layman C.A. (2011). The ecological causes of individual specialisation. Ecology Letters 14 (9): 948-958. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01662.x.

Arbeiter S. & Franke E. (2017). Predation risk of artificial ground nests in managed floodplain meadows. Acta Oecologica 86. https://doi.org/10.1016/j.actao.2017.11.012.

Artois M. (1758). Le Renard roux : Vulpes vulpes Linnaeus, 1758. Encyclopédie des carnivores de France, Nr. 3. Société française pour l'Étude et la Protection des Mammifères, 90 p.

Arts F.A., Hoek S., Hoekstein M.S.J. & Janse W.M. (2022). Knelpunten en kansen voor strandbroedvogels in de Delta - Strandplevier, Bontbekplevier en Dwergstern. Deltamilieu Projecten, Nr. 2022-08. Vlissingen.

Austin O. (1948). Predation by the common rat (Rattus norvegicus) in the Cape Cod colonies of nesting terns. Journal of Field Ornithology 19 (2): 60-65.

Avrin A., Pekins C., Wilmers C., Sperry J. & Allen M. (2023). Can a mesocarnivore fill the functional role of an apex predator? Ecosphere 14. https://doi.org/10.1002/ecs2.4383.

Baert K., Casaer J., Adriaens T. & Van Den Berge K. (2017). Advies over de impact en het beheer van verwilderde katten. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.

Baert K., Van Den Berge K., Jansen I., Gouwy J., Croubels S. & Casaer J. (2015). Secundaire intoxicatie bij het gebruik van rodenticiden: analyse van leverresiduen bij bunzing en steenmarter. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2015, Nr. INBO.R.2015.9435187. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Baines, D. (1990). The roles of predation, food and agricultural practice in determining the breeding success of the Lapwing Vanellus vanellus on upland grasslands. Journal of Animal Ecology (59): 915-926.

Baines D., Redpath S., Richardson M. & Thirgood S. (2008). The direct and indirect effects of predation by Hen Harriers Circus cyaneus on trends in breeding birds on a Scottish grouse moor. Ibis 150: 27-36.

Baker P.J., Bentley A.J., Ansell R.J. & Harris S. (2005). Impact of predation by domestic cats *Felis catus* in an urban area. Mammal Review 35 (3-4): 302-312. https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2005.00071.x.

Baker P.J. & Harris S. (2006). Does culling reduce fox (Vulpes vulpes) density in commercial forests in Wales, UK? European Journal of Wildlife Research 52: 99-108.

Balestrieri A., Mosini A., Fonda F., Piana M., Tirozzi P., Ruiz-González A., Capelli E., Vergara M., Chueca L.J. & Chiatante G. (2021). Spatial ecology of the stone marten in an Alpine area: combining camera-trapping and genetic surveys. Mammal Research 66: 267-279.

Balestrieri A., Ruiz-González A., Vergara M., Capelli E., Tirozzi P., Alfino S., Minuti G., Prigioni C. & Saino N. (2016). Pine marten density in lowland riparian woods: A test of the Random Encounter Model based on genetic data. Mammalian Biology 81 (5): 439-446. https://doi.org/10.1016/j.mambio.2016.05.005.

Ballari S.A. & Barrios-García M.N. (2014). A review of wild boar Sus scrofa diet and factors affecting food selection in native and introduced ranges. Mammal Review 44 (2): 124-134. https://doi.org/10.1111/mam.12015.

Bamber J.A., Kortland K., Sutherland C., Payo-Payo A. & Lambin X. (2024). Evaluating diversionary feeding as a method to resolve conservation conflicts in a recovering ecosystem. bioRxiv, p. 2023.11.09.566200. https://doi.org/10.1101/2023.11.09.566200.

Barnett P.R., Whittingham M.J., Bradbury R.B. & Wilson J.D. (2004). Use of unimproved and improved lowland grassland by wintering birds in the UK. Agriculture, ecosystems & environment 102 (1): 49-60.

Barrientos R. & Virgós E. (2006). Reduction of potential food interference in two sympatric carnivores by sequential use of shared resources. Acta Oecologica 30 (1): 107-116. https://doi.org/10.1016/j.actao.2006.02.006.

Barrios-Garcia M.N. & Ballari S.A. (2012). Impact of wild boar (Sus scrofa) in its introduced and native range: a review. Biological Invasions 14 (11): 2283-2300. https://doi.org/10.1007/s10530-012-0229-6.

Beckerman A.P., Boots M. & Gaston K.J. (2007). Urban bird declines and the fear of cats. Animal Conservation 10 (3): 320-325. https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2007.00115.x.

Begon M., Harper J.L. & Townsend C.R. (1996). Ecology : individuals, populations and communities. Blackwell Science Ltd, Oxford.

Begon M., Townsend C.R. & Harper J.L. (2009). Ecology: From Individuals to Ecosystems. Wiley, 758 p.

Beheercommissie Natuur Linker Schelde Oever (2023). Natuurweide. In: Natuurweide. https://beheercommissienatuurlinkerscheldeoever.be/leefgebieden/natuurweide (geraadpleegd 24 december 2024).

Beinlich B. (2012). Management des Waschbären (Procyon lotor) in Schutzgebieten des Kreises Höxter (NRW). Beiträge zur Naturkunde zwischen Egge und Weser 23: 71-81.

Beintema A., Moedt & Ellinger D. (1995). Ecologische atlas van de Nederlandse weidevogels. Schuyt & co, Haarlen, Nederland.

Bellard C., Genovesi P. & Jeschke J.M. (2016). Global patterns in threats to vertebrates by biological invasions. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 283 (1823): 20152454. https://doi.org/10.1098/rspb.2015.2454.

Bellebaum J. & Boschert M. (2003). Bestimmung von Predatoren an Nestern von Wiesenlimikolen. Vogelwelt 124: 83-91.

Beltrán J.F., Delibes M. & Rau J. (1991). Methods of censusing Red fox ( Vulpes vulpes ) populations / Metodi di censimento della Volpe ( Vulpes vulpes ). Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy 3 (1). https://doi.org/10.4404/hystrix-3.1-3957.

Benmazouz I., Jokimäki J., Lengyel S., Juhász L., Kaisanlahti-Jokimäki M.-L., Kardos G., Petra P. & Kover L. (2021). Corvids in Urban Environments: A Systematic Global Literature Review. Animals 11: 3226. https://doi.org/10.3390/ani11113226.

Berg Å. (1992). Factors affecting nest-site choice and reproductive success of Curlews Numenius arquata on farmland. Ibis 134 (1): 44-51. https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.1992.tb07228.x.

Berry K., Yee J., Coble A., Perry W. & Shields T. (2013). Multiple Factors Affect a Population of Agassiz's Desert Tortoise (Gopherus agassizii) in the Northwestern Mojave Desert. Herpetological Monographs 27: 87-109. https://doi.org/10.1655/HERPMONOGRAPHS-D-13-00002.

Berry L. & Lill A. (2003). Do predation rates on artificial nests accurately predict predation rates on natural nests? The effects of nest type, egg type and nest-site characteristics. Emu - Austral Ornithology 103 (3): 207-214. https://doi.org/10.1071/MU02054.

Bertholdt N.P., Gill J.A., Laidlaw R.A. & Smart J. (2017). Landscape effects on nest site selection and nest success of Northern Lapwing Vanellus vanellus in lowland wet grasslands. Bird Study 64 (1): 30-36.

Beschta R.L. & Ripple W.J. (2009). Large predators and trophic cascades in terrestrial ecosystems of the western United States. Biological Conservation 142 (11): 2401-2414. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.06.015.

Beschta R.L. & Ripple W.J. (2016). Riparian vegetation recovery in Yellowstone: The first two decades after wolf reintroduction. Biological Conservation 198: 93-103. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.03.031.

Betz Heinemann K.A., Betmezoğlu M., Ergoren M.C. & Fuller W.J. (2020). A Murder of Crows: Culling Corvids in Northern Cyprus. Human Ecology 48 (2): 245-249. https://doi.org/10.1007/s10745-020-00154-4.

Bij12 (2024). Kennisdocument Kleine marterachtigen Bunzing - Hermelijn - Wezel. Nr. versie 1.1. Utrecht, Nederland. https://www.bij12.nl/wp-content/uploads/2024/01/Kennisdocument-kleine-marterachtigen-v1-1-2.pdf.

Bijlsma R., Bakker S., van Galen T., Kleefstra R., Mulder J. & de Vries C. (2007). Broedende roofvogels op het Friese vasteland: verspreiding, talrijkheid, trend en voedselkeus. De Takkeling 15 (1): 48-72.

BirdLife International (2015). European Red List of Birds. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.

BirdLife International (2017). Limosa limosa (amended version of 2016 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2017. https://www.iucnredlist.org/species/22693150/111611637.

Birdlife International (2024). Species factsheet: Common Raven Corvus corax. https://datazone.birdlife.org/species/factsheet/common-raven-corvus-corax.

Birkan M., Jacob M. & Jacob M. (1988). La perdrix grise. Hatier.

Birkhead T. (2010). The Magpies: The Ecology and Behaviour of Black-Billed and Yellow-Billed Magpies. A&C Black, 273 p.

Blackwell G., Potter M. & Mclennan J. (2002). Rodent density indices from tracking tunnels, snap-traps and Fenn traps: Do they tell the same story? New Zealand Journal of Ecology 26: 43-51.

Blancher P. (2013). Estimated Number of Birds Killed by House Cats (Felis catus) in Canada. Avian Conservation and Ecology 8 (2): art3. https://doi.org/10.5751/ACE-00557-080203.

Blösch S., Batáry P., Zellweger-Fischer J. & Knop E. (2023). A systematic review on the effectiveness of crop architecture-related in-field measures for promoting ground-breeding farmland birds. Journal for Nature Conservation 76: 126515. https://doi.org/10.1016/j.jnc.2023.126515.

Blühdorn I. & Sachser N. (2002). Bestandsentwicklung und Brutbiologie einer Kiebitzkolonie (Vanellus vanellus) während der Extensivierung ihres Brutgebietes.

Boarman W.I. (2003). Managing a subsidized predator population: reducing common raven predation on desert tortoises. Environmental management 32 (2): 205-217.

Bocher P., Donnez M., Chenu A., Sviridova T., Fort J., Garthe S., Jiguet F., Piha M., Elts J., Marja R., Amélineau F., Robin F., Rousseau P. & Schwemmer P. (2024). Home ranges and hatching success of threatened Eurasian curlew in north-eastern Europe relates to habitat type: Natural vs. agricultural landscapes. Global Ecology and Conservation 50: e02851. https://doi.org/10.1016/j.gecco.2024.e02851.

Bodey T.W., McDonald R.A. & Bearhop S. (2009). Mesopredators constrain a top predator: competitive release of ravens after culling crows. Biology Letters 5 (5): 617-620. https://doi.org/10.1098/rsbl.2009.0373.

Bodey T.W., Mcdonald R.A., Sheldon R.D. & Bearhop S. (2011). Absence of effects of predator control on nesting success of Northern Lapwings Vanellus vanellus: implications for conservation. Ibis 153 (3): 543-555.

Boele A., Vergeer J.W., Van Bruggen J., Goffin B., Kavavelaars M., Louwe Kooijmans J., Koffijberg K., Van Kleunen A., Schoppers J. & Van Turnhout C. (2024). Broedvogels in Nederland in 2022. Sovon-rapport.

Boldorini G.X., Mccary M.A., Romero G.Q., Mills K.L., Sanders N.J., Reich P.B., Michalko R. & Gonçalves-Souza T. (2024). Predators control pests and increase yield across crop types and climates: a meta-analysis. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 291 (2018): 20232522. https://doi.org/10.1098/rspb.2023.2522.

Bolduc F. & Guillemette M. (2003). Human disturbance and nesting success of Common Eiders: interaction between visitors and gulls. Biological Conservation 110 (2003): 77-83.

Bolton M., Tyler G., Smith K. & Bamford R. (2007). The impact of predator control on lapwing Vanellus vanellus breeding success on wet grassland nature reserves. Journal of Applied Ecology 534-544.

Bothe C., Borngräber H.J., Ganz A. & Westerkamp A. (1998). Das Fangjagdbuch. Venatus Verlag (Braunschweig): 174.

Bowker G., Bowker C. & Baines D. (2007). Survival rates and causes of mortality in black grouse Tetrao tetrix at Lake Vyrnwy, North Wales, UK. Wildlife Biology 13 (3): 231-237.

Brandell E.E., Cross P.C., Smith D.W., Rogers W., Galloway N.L., MacNulty D.R., Stahler D.R., Treanor J. & Hudson P.J. (2022). Examination of the interaction between age-specific predation and chronic disease in the Greater Yellowstone Ecosystem. Journal of Animal Ecology 91 (7): 1373-1384. https://doi.org/10.1111/1365-2656.13661.

Bravo C., Pays O., Sarasa M. & Bretagnolle V. (2020). Revisiting an old question: Which predators eat eggs of ground-nesting birds in farmland landscapes? Science of The Total Environment 744: 140895. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140895.

Bravo C., Sarasa M., Bretagnolle V. & Pays O. (2022). Detectability and predator strategy affect egg depredation rates: Implications for mitigating nest depredation in farmlands. Science of The Total Environment 829: 154558. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154558.

Bravo C., Sarasa M., Bretagnolle V. & Pays O. (2023). Hedgerows interact with forests to shape the abundance of mesopredators and their predation rate on eggs in farmland landscapes. Science of The Total Environment 901: 165712. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165712.

Brewin J., Buner F. & Ewald J. (2020). Boeren met natuur – Patrijzenbescherming als leidraad voor herstel van de boerennatuur. The Game & Wildlife Conservation Trust, Fordingbridge (VK). https://northsearegion.eu/media/14376/boeren-met-natur_flemish-version.pdf.

Brickle N.W. & Harper D.G. (2000). Habitat use by Corn Buntings Miliaria calandra in winter and summer. Ecology and conservation of lowland farmland birds 156-164.

Brinkman M.P., Garcelon D.K. & Colwell M.A. (2018). Evaluating the efficacy of carbachol at reducing corvid predation on artificial nests. Wildlife Society Bulletin 42 (1): 84-93. https://doi.org/10.1002/wsb.852.

Brlík V., Šilarová E., Škorpilová J., Alonso H., Anton M., Aunins A., Benkö Z., Biver G., Busch M., Chodkiewicz T., Chylarecki P., Coombes D., de Carli E., del Moral J.C., Derouaux A., Escandell V., Eskildsen D.P., Fontaine B., Foppen R.P.B., Gamero A., Gregory R.D., Harris S., Herrando S., Hristov I., Husby M., Ieronymidou C., Jiquet F., Kålås J.A., Kamp J., Kmecl P., Kurlavičius P., Lehikoinen A., Lewis L., Lindström Å., Manolopoulos A., Martí D., Massimino D., Moshøj C., Nellis R., Noble D., Paquet A., Paquet J.-Y., Portolou D., Ramírez I., Redel C., Reif J., Ridzoň J., Schmid H., Seaman B., Silva L., Soldaat L., Spasov S., Staneva A., Szép T., Florenzano G.T., Teufelbauer N., Trautmann S., van der Meij T., van Strien A., van Turnhout C., Vermeersch G., Vermouzek Z., Vikstrøm T., Voříšek P., Weiserbs A. & Klvaňová A. (2021). Long-term and

large-scale multispecies dataset tracking population changes of common European breeding birds. Scientific Data 8 (1): 21. https://doi.org/10.1038/s41597-021-00804-2.

Bro E. (2016). La perdrix grise- Biologie, écologie, gestion et conservation. Biotope, 504 p. https://www.standaardboekhandel.be/p/la-perdrix-grise-9782366621921.

Bro E., Arroyo B. & Migot P. (2006). Conflict between grey partridge Perdix perdix hunting and hen harrier Circus cyaneus protection in France: a review. https://api.semanticscholar.org/CorpusID:85767099.

Bro E., Deldalle B., Massot M., Reitz F. & Selmi S. (2003). Density dependence of reproductive success in grey partridge Perdix perdix populations in France: management implications. Wildlife Biology 9 (2): 93-102. https://doi.org/10.2981/wlb.2003.031.

Bro E., Guyon J., Delettre Y., Reitz F. & Burel F. (2008). Risque de prédation et structure de l'habitat. Perdrix grise, rapaces et carnivores. Faune Sauvage 281: 24-31.

Bro E., Mayot P., Corda E. & Reitz F. (2000a). Impact of habitat features on grey partridge chick survival. Journal of Applied Ecology 37 (6): 1001-1014.

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. Journal of Applied Ecology 41: 846-857. https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00939.x.

Bro E., Reitz F., Clobert J., Migot P. & Massot M. (2001). Diagnosing the environmental causes of the decline in Grey Partridge Perdix perdix survival in France. Ibis 143 (1): 120-132. https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2001.tb04176.x.

Bro E., Sarrazin F., Clobert J. & Reitz F. (2000b). Demography and the decline of the grey partridge Perdix perdix in France. Journal of Applied Ecology 37 (3): 432-448. https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2000.00511.x.

Brochet A.-L., Bossche W., Jbour S., Ndang'ang'a P., Jones V., Abdou W., Hmoud A., Asswad N., Atienza J.C., Atrash I., Barbara N., Bensusan K., Bino T., Celada C., Cherkaoui S.I., Costa J., Deceuninck B., Etayeb K., Azafzaf C. & Butchart S. (2016). Preliminary assessment of the scope and scale of illegal killing and taking of birds in the Mediterranean. Bird Conservation International 1: 1-28. https://doi.org/10.1017/S0959270915000416.

Brochier B., Bauduin B., Chalon P. & Pastoret P.P. (1999). Monitoring of red fox (Vulpes vulpes L.) abundance in the Belgian Ardenne region using hunting bags records, night counts and census of breeding dens. https://api.semanticscholar.org/CorpusID:134899575.

Broekhuizen S., Klees D. & Müskens G. (2010). De steenmarter. KNNV Uitgeverij, Zeist.

Brouwer A. & Spaans A. (1994). Egg predation in the Herring Gull Larus argentatus:: Why does it vary so much between nests? Ardea -Wageningen- 82: 223.

Brunk K.M., West E.H., Peery M.Z. & Pidgeon A.M. (2021). Reducing anthropogenic subsidies can curb density of overabundant predators in protected areas. Biological Conservation 256: 109081. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109081.

Brussee B.E., Coates P.S., O'Neil S.T., Dettenmaier S.J., Jackson P.J., Howe K.B. & Delehanty D. (2021). A Rapid Assessment Function to Estimate Common Raven Population Densities: Implications for Targeted Management. https://doi.org/10.26077/1SVG-EJ32.

BTO (2015a). Carrion Crow. In: BTO - British Trust for Ornithology. https://www.bto.org/understanding-birds/birdfacts/carrion-crow (geraadpleegd 30 januari 2025).

BTO (2015b). Grey Partridge. In: BTO - British Trust for Ornithology. https://www.bto.org/understanding-birds/birdfacts/grey-partridge (geraadpleegd 13 februari 2025).

BTO (2015c). Magpie. In: BTO - British Trust for Ornithology. https://www.bto.org/understanding-birds/birdfacts/magpie (geraadpleegd 30 januari 2025).

Buckland S.T., Anderson D.R., Burnham K.P. & Laake J.L.M. (1993). Distance sampling: Estimating abundance of biological populations. Vol. 50. https://doi.org/10.2307/2532812.

Buckland S.T., Anderson D.R., Burnham K.P., Laake J.L.M., Borchers D.L. & Thomas L. (2001). Introduction to distance sampling: Estimating abundance of biological populations. Vol. xv. University Press, Oxford, 432 p. https://doi.org/10.1093/oso/9780198506492.001.0001.

Burger J., Gochfeld M., Kirwan G.M., Christie D. & Garcia E. (2020). Black-headed Gull (Chroicocephalus ridibundus), version 1.0. Birds of the World. https://doi.org/10.2173/bow.bkhgul.01species_shared.bow.project_name.

Butler S.J., Boccaccio L., Gregory R.D., Vorisek P. & Norris K. (2010). Quantifying the impact of land-use change to European farmland bird populations. Agriculture, Ecosystems & Environment 137 (3): 348-357. https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.03.005.

Byers K.A., Lee M.J., Patrick D.M. & Himsworth C.G. (2019). Rats About Town: A Systematic Review of Rat Movement in Urban Ecosystems. Frontiers in Ecology and Evolution 7: 13. https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00013.

Caliendo V., Bellido Martin B., Fouchier R.A.M., Verdaat H., Engelsma M., Beerens N. & Slaterus R. (2024). Highly Pathogenic Avian Influenza Contributes to the Population Decline of the

Peregrine Falcon (Falco peregrinus) in The Netherlands. Viruses 17 (1): 24. https://doi.org/10.3390/v17010024.

Calladine J., Humphreys E.M., Gilbert L., Furness R.W., Robinson R.A., Fuller R.J., Littlewood N.A., Pakeman R.J., Ferguson J. & Thompson C. (2017). Continuing influences of introduced hedgehogs Erinaceus europaeus as a predator of wader (Charadrii) eggs four decades after their release on the Outer Hebrides, Scotland. Biological Invasions 19: 1981-1987.

Calver M.C., Grayson J., Lilith M. & Dickman C.R. (2011). Applying the precautionary principle to the issue of impacts by pet cats on urban wildlife. Biological Conservation 144 (6): 1895-1901. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.04.015.

Campbell S., Hartley G. & Fang Z. (2016). Assessing the nature and use of corvid cage traps in Scotland: Part 3 of 4 Trap operation and welfare.

Capdevila J., Puigcerver M., López S., Pérez-Masdeu E., García-Galea E. & Rodríguez-Teijeiro J.D. (2016). The role of nest-site selection and cereal production in differential nest predation in Common Quail Coturnix coturnix and hybrid quail C. coturnix × C. japonica. Ibis 158 (4): 784-795. https://doi.org/10.1111/ibi.12390.

Capstick L.A. (2018). Variation in the Effect of Corvid Predation on Songbird Populations - ProQuest. University of Exeter, UK. https://www.proquest.com/openview/fbb447742b7eb1a18e87cbfc4f681433/1?pq-origsite=gscholar&cbl=51922&diss=y.

Capstick L.A. & Madden J.R. (2021). Factors predicting susceptibility of songbirds to nest predation by corvids. European Journal of Wildlife Research 67. https://doi.org/10.1007/s10344-021-01532-z.

Capstick L.A., Sage R.B. & Madden J.R. (2019). Predation of artificial nests in UK farmland by magpies (Pica pica): interacting environmental, temporal, and social factors influence a nest's risk. European Journal of Wildlife Research 65 (3): 50. https://doi.org/10.1007/s10344-019-1290-6.

Carpio A.J., Guerrero-Casado J., Tortosa F.S. & Vicente J. (2014). Predation of simulated red-legged partridge nests in big game estates from South Central Spain. European Journal of Wildlife Research 60 (2): 391-394. https://doi.org/10.1007/s10344-013-0786-8.

Carpio A.J., Hillström L. & Tortosa F.S. (2016). Effects of wild boar predation on nests of wading birds in various Swedish habitats. European Journal of Wildlife Research 62 (4): 423-430. https://doi.org/10.1007/s10344-016-1016-y.

Cartuyvels E., Adriaens T., Baert K., Huysentruyt F. & Van Den Berge K. (2022). Prevalence of fox tapeworm in invasive muskrats in Flanders (North Belgium). Animals 12 (7): 879.

Cartuyvels E., Ruyver C.D., Huysentruyt F., Leirs H., Moons C., Berge K.V.D. & Baert K. (2021). Gids voor de Diervriendelijke bestrijding van Ratten en Muizen. https://doi.org/10.21436/inbor.36326893.

Carvalho J.C. & Gomes P. (2004). Feeding resource partitioning among four sympatric carnivores in the Peneda-Gerês National Park (Portugal). Journal of Zoology 263 (3): 275-283. https://doi.org/10.1017/S0952836904005266.

Casaer J. (2009). Advies betreffende beleidsondersteunende adviesvraag van het Agentschap Natuur en Bos (dr.ir. Muriel Vervaeke - Cel Flora en Fauna Beleid) betreffende vos en steenmarter. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Nr. INBO.A.2097. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.

Casaer J., Adriaens T., Devos K., Huysentruyt F., Scheppers T. & Van Den Berge K. (2013). Kennisvragen m.b.t. het jachtopeningsbesluit voor de periode 2013-2018.

Casaer J., Boone N., Neukermans A., Vercammen J., Pallemaerts L., Adriaens T. & Huysentruyt F. (2021). Basisrapport voor de wetenschappelijke onderbouwing van beheerkeuzes voor grofwild in het Drongengoed.

Casaer J. & Huysentruyt F. (2017). Beheer- en beleidsdoelen voor wildsoorten in Vlaanderen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2017 (2), Nr. D/2017/3241/002. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. https://doi.org/10.21436/inbor.12502638.

Cavia R., Cueto G.R. & Suárez O.V. (2012). Techniques to Estimate Abundance and Monitoring Rodent Pests in Urban Environments. In: Soloneski S. (ed.). Integrated Pest Management and Pest Control - Current and Future Tactics. InTech. https://doi.org/10.5772/32541.

Ceia F. & Ramos J. (2015). Individual specialization in the foraging and feeding strategies of seabirds: a review. Marine Biology 162. https://doi.org/10.1007/s00227-015-2735-4.

Chamberlain D.E., Fuller R.J., Bunce R.G.H., Duckworth J.C. & Shrubb M. (2000). Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. Journal of applied ecology 37 (5): 771-788.

Chambon R., Paillisson J.-M., Fournier-Sowinski J. & Dugravot S. (2024). Agricultural habitat use and selection by a sedentary bird over its annual life cycle in a crop-depredation context. Movement Ecology 12 (1): 26. https://doi.org/10.1186/s40462-024-00462-0.

Charles J.K. (1972). Territorial behaviour and the limitation of population size in crows, Corvuscorone and C. cornix. https://api.semanticscholar.org/CorpusID:127320670.

Chase L., Siemer W. & Decker D. (2002). Designing stakeholder involvement strategies to resolve wildlife management controversies. Wildlife Society Bulletin 937-950.

Chiron F. (2007). Dynamiques spatiale et démographique de la pie bavarde Pica pica en France: implications pour la gestion.

Chiron F. & Julliard R. (2007). Responses of Songbirds to Magpie Reduction in an Urban Habitat. Journal of Wildlife Management 71: 2624-2631. https://doi.org/10.2193/2006-105.

Chiron F. & Julliard R. (2013). Assessing the effects of trapping on pest bird species at the country level. Biological Conservation 158: 98-106. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.08.001.

Clarke R. (1995). The Marsh Harrier. Hamlyn, London.

Clayton N. & Emery N. (2007). The social life of corvids. Current biology : CB 17: R652-6. https://doi.org/10.1016/j.cub.2007.05.070.

Coates P.S., O'Neil S.T., Brussee B.E., Ricca M.A., Jackson P.J., Dinkins J.B., Howe K.B., Moser A.M., Foster L.J. & Delehanty D.J. (2020). Broad-scale impacts of an invasive native predator on a sensitive native prey species within the shifting avian community of the North American Great Basin. Biological Conservation 243: 108409. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108409.

Coeckelbergh C. & Poelmans G. (2024). Verdere opmars van de raaf - Recente broedgevallen in de Voerstreek. Natuur.oriolus (90(1)): 16-23.

Coleman J.S. & Temple S.A. (1993). Rural Residents' Free-Ranging Domestic Cats: A Survey. Wildlife Society Bulletin (1973-2006) 21 (4): 381-390.

Comte S., Umhang G., Raton V., Raoul F., Giraudoux P., Combes B. & Boué F. (2017). *Echinococcus multilocularis* management by fox culling: An inappropriate paradigm. Preventive Veterinary Medicine 147: 178-185. https://doi.org/10.1016/j.prevetmed.2017.09.010.

Conover M. & Roberts A. (2016). Predators, predator removal, and sage-grouse: A review: Sage-Grouse and Predators. The Journal of Wildlife Management 81. https://doi.org/10.1002/jwmg.21168.

Coombs F. (1978). The Crows: A Study of the Corvids of Europe. Batsford. https://books.google.be/books?id=7Zs_AAAAYAAJ.

Cortázar-Chinarro M., Halvarsson P. & Virgós E. (2019). Sign surveys for red fox (Vulpes vulpes) censuses: evaluating different sources of variation in scat detectability. Mammal Research 64 (2): 183-190. https://doi.org/10.1007/s13364-018-0404-y.

Côté I.M. & Sutherland W.J. (1997). The Effectiveness of Removing Predators to Protect Bird Populations: Efectividad de la Remoción de Depredadores para Proteger Poblaciones de Aves. Conservation Biology 11 (2): 395-405.

Coulson J.C. (1956). Mortality and Egg Production of the Meadow Pipit with Special Reference to Altitude. Bird Study 3 (2): 119-132. https://doi.org/10.1080/00063655609475842.

Courtens W. & Stienen E.W.M. (2004). Voorstel tot afbakening van een vogelrichtlijngebied voor het duurzaam in stand houden van de broedpopulaties van kustbroedvogels te Zeebrugge-Heist. Adviesnota, Nr. IN.A.2004.100. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Cox R., Baker S.E., Macdonald D.W. & Berdoy M. (2004). Protecting egg prey from Carrion Crows: the potential of aversive conditioning. Applied Animal Behaviour Science 87 (3): 325-342. https://doi.org/10.1016/j.applanim.2004.01.008.

Cramp S. & Simons K.E.L. (1983). Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. The Birds of the Western Palearctic, Vol. Waders to Gulls. Oxford University Press, Oxford, UK.

Crick H.Q.P., Dudley C., Evans A.D. & Smith K.W. (1994). Causes of nest failure among buntings in the UK. Bird Study 41 (2): 88-94. https://doi.org/10.1080/00063659409477203.

Crooks K.R. & Soulé M.E. (1999). Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. Nature 400 (6744): 563-566.

Cukor J., Linda R., Andersen O., Eriksen L.F., Vacek Z., Riegert J. & Šálek M. (2021). Evaluation of Spatio-Temporal Patterns of Predation Risk to Forest Grouse Nests in the Central European Mountain Regions. Animals 11 (2): 316. https://doi.org/10.3390/ani11020316.

Curlew Action (2024). Webinar - 2024 Europe Breeding Season. https://www.youtube.com/watch?time_continue=3&v=BIhQVxwz0bY&embeds_referring_euri=https%3A%2F%2Fwww.curlewaction.org%2F&source_ve_path=MjM4NTE.

Cuthbert R.J., Wanless R.M., Angel A., Burle M.-H., Hilton G.M., Louw H., Visser P., Wilson J.W. & Ryan P.G. (2016). Drivers of predatory behavior and extreme size in house mice Mus musculus on Gough Island. Journal of Mammalogy 97 (2): 533-544. https://doi.org/10.1093/jmammal/gyv199.

Czernik M., Kowalczyk R. & Zalewski A. (2016). Spatio-temporal variation of predator diet in a rural habitat: stone martens in the villages of Białowieża forest. Mammal Research 61: 187-196.

Dauphine N. & Cooper R. (2009). Impacts of free-ranging domestic cats (Felis catus) on birds in the United States: A review of recent research with conservation and management recommendations. Gepresenteerd bij Proceedings of the Fourth International Partners in Flight Conference: Tundra to Tropics, p. 205-219.

Davison A., Birks J.D.S., Brookes R.C., Braithwaite T.C. & Messenger J.E. (2002). On the origin of faeces: morphological *versus* molecular methods for surveying rare carnivores from their scats. Journal of Zoology 257 (2): 141-143. https://doi.org/10.1017/S0952836902000730.

Davison W.B. & Bollinger E. (2000). Predation Rates on Real and Artificial Nests of Grassland Birds. The Auk 117 (1): 147-153. https://doi.org/10.1093/auk/117.1.147.

De Boer P. (2024). Broedvogels van de Klutenplas in 2023: aantallen en broedsucces, met speciale aandacht voor Kluut. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen (2024/02).

De Bruyn L., Devos K., Van Den Berge K., Vermeersch G. & T'Jollyn F. (2019). Effecten van beheerovereenkomsten op populaties van landbouwvogels in Vlaanderen. 26, Nr. D/2019/3241/151. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. https://doi.org/10.21436/inbor.16108611.

De Kraker K. (2010). Legsels Grote Sterns Sterna sandvicensis gepredeerd door Zwartkopmeeuw Larus melanocephalus.

De la Cruz A., Morales A., Korneeva Y. & Casas M. (2024). Analysing citizen science data to address the demographic expansion of the Eurasian Magpie (Pica pica) in southern Spain. Journal of Ornithology 165. https://doi.org/10.1007/s10336-024-02154-3.

De Ridder N. & Knight A. (2024). The Animal Welfare Consequences and Moral Implications of Lethal and Non-Lethal Fox Control Methods. Animals 14 (11): 1672.

De Smet G. & Roggeman W. (2002). Ekster, Gaai en Zwarte Kraai in Vlaanderen. Eindrapport voor overeenkomst , studie uitgevoerd voor rekening van de Vlaamse Gemeenschap. Nr. B&G/24/1998. Afdeling Bos & Groen.

De Smet J. (1987). Vogels. Hun levensloop in België. Hun wedervaren met de mens. Uitgeverij Van De Wiele, Brugge.

Dearborn D.C. (1999). Brown-headed cowbird nestling vocalizations and risk of nest predation. The Auk 116 (2): 448-457.

Decker D.J. & Chase L. (1997). Human dimensions of living with wildlife : a management challenge for the 21st century. Wildlife Society Bulletin 25 (4): 788-795.

DEFRA (2019). Wild bird populations in the UK, 1970 to 2018: Annual statistical release. London.

Dekeukeleire D., De Bruyn L., Verstraete H., Stienen E., Spanoghe G. & Pollet M. (2024). Voedselaanbod ongewervelden voor Grutto en Wulp: Literatuurstudie en veldonderzoek. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. https://doi.org/10.21436/inbor.101785880.

Dekker J. & Jonge Poerink B. (2022). Analyses ten behoeve van de evaluatie van de pilot steenmarterbeheer in Fryslân. https://doi.org/10.13140/RG.2.2.20298.85444.

Delcourt J., Brochier B., Delvaux D., Vangeluwe D. & Poncin P. (2022). Fox Vulpes vulpes population trends in Western Europe during and after the eradication of rabies. Mammal Review 52 (3): 343-359.

Derouaux A., Everaert J., Brackx N., Driessens G., Martin Gil A. & Packet J. (2012). Reducing bird mortality caused by high- and very-highvoltage power lines in Belgium, final report. Elia and Aves-Natagora.

Devenish-Nelson E.S., Harris S., Soulsbury C.D., Richards S.A. & Stephens P.A. (2013). Demography of a carnivore, the red fox, Vulpes vulpes: what have we learnt from 70 years of published studies? Oikos 122 (5): 705-716.

Devos K. (2019). Vogelrichtlijngebied in de kijker DE IJZERVALLEI. Natuur.oriolus 85 (1): 1-20.

Devos K., Anselin A., Driessens G., Herremans M., Onkelinx T., Spanoghe G., Stienen E., T'Jollyn F. & Maes D. (2016). De IUCN Rode Lijst van de broedvogels in Vlaanderen. Natuur.oriolus 82 (4): 109-122.

Devos K., Anselin A. & Vermeersch G. (2004). Een nieuwe rode lijst van de broedvogels in Vlaanderen. Instituut Natuur-en Bosonderzoek.

Devos K., Meire P., Benoy L., Gabriels J., De Scheemaeker F., De Smet W. & van Impe J. (1991). Broedvogelpopulaties van steltlopers in België, 1989-1990. Oriolus 51 (1): 43-50.

D'Havé H. (2003). West-Europese egel Erinaceus europaeus. In: Zoogdieren in Vlaanderen. Ecologie en verspreiding van 1987 tot 2002., Verkem, S., De Maeseneer, J., Vandendriessche, B., Verbeylen G., Yskout, S. Natuurpunt Studie en JNM-Zoogdierenwerkgroep, Mechelen en Gent.

D'hondt B., Hillaert J., Devisscher S. & Adriaens T. (2022). Een kader voor de aanpak van invasieve uitheemse soorten in Vlaanderen: Een prioritering voor het natuurbeleid (PrIUS). Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2022, Nr. D/2022/3241/341. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

D'hondt B., Vansteenbrugge L., Berge K.V.D., Bastiaens J. & Hoffmann M. (2011). Scat analysis reveals a wide set of plant species to be potentially dispersed by foxes. Plant Ecology and Evolution 144 (1): 106-110. https://doi.org/10.5091/plecevo.2011.472.

Díaz-Ruiz F., Zarca J.C., Delibes-Mateos M. & Ferreras P. (2015). Feeding habits of Black-billed Magpie during the breeding season in Mediterranean Iberia: the role of birds and eggs. Bird Study 62 (4): 516-522. https://doi.org/10.1080/00063657.2015.1080660.

Díaz-Siefer P., Olmos-Moya N., Fonturbel F.E., Lvandero B., Pozo R.A. & Celis-Diez J.L. (2022). Bird-mediated effects of pest control services on crop productivity: a global synthesis. Journal of Pest Science 95: 567-576.

Dixon V., Glover H.K., Winnell J., Treloar S.M., Whisson D.A. & Weston M.A. (2009). Evaluation of three remote camera systems for detecting mammals and birds. Ecological Management & Restoration 10 (2): 156-158. https://doi.org/10.1111/j.1442-8903.2009.00479.x.

Dochy O. (2007). Broedende akkervogels in het West-Vlaamse Heuvelland 2004-2006. 15. https://www.researchgate.net/publication/322926800_Broedende_akkervogels_in_het_West-Vlaamse_Heuvelland_2004-2006_De_Bron_15_3_39-46_2007.

Dochy O. (2010). Akkervogels in het Brugse Ommeland. De Spille 4: 4-10.

Dochy O. (2018a). Bloemrijke graslanden voor akkervogels: flower power! Natuur.oriolus 84: 76-94.

Dochy O. (2018b). Kleine terreinelementen voor akkervogels: wie het kleine niet eert, beheert het grote verkeerd. Natuur.oriolus 84 (3): 68-75.

Dochy O. & Hens M. (2005). Van de stakkers van de akkers naar de helden van de velden. Beschermingsmaatregelen voor akkervogels. Rapport van het Instituut voor Natuurbehoud IN.

Doherty T.S. & Ritchie E.G. (2017). Stop jumping the gun: a call for evidence-based invasive predator management. Conservation Letters 10 (1): 15-22.

Donald P.F., Evans A.D., Muirhead L.B., Buckingham D.L., Kirby W.B. & Schmitt S.I.A. (2002). Survival rates, causes of failure and productivity of Skylark Alauda arvensis nests on lowland farmland. Ibis 144 (4): 652-664.

Donald P.F., Green R. & Heath M. (2001a). Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences 268 (1462): 25-29.

Donald P.F., Muirhead L.B., Buckingham D.L., Evans A.D., Kirby W.B. & Gruar D.J. (2001b). Body condition, growth rates and diet of Skylark Alauda arvensis nestlings on lowland farmland. Ibis 143 (3): 658-669. https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2001.tb04894.x.

Donald P.F., Sanderson F.J., Burfield I.J., Bierman S.M., Gregory R.D. & Waliczky Z. (2007). International Conservation Policy Delivers Benefits for Birds in Europe. Science 317 (5839): 810-813. https://doi.org/10.1126/science.1146002.

Döring V. & Helfrich V. (1986). Zur Ökologie einer Rebhuhnpopulation (Perdix perdix, Linné, 1758) im Unteren Naheland (Rheinland-Pfalz; Bundesrepublik Deutschland). Schriften des Arbeitskreises für Wildbiologie und Jagdwissenschaft an der Justus-Liebig-Universität Gießen Ferdinand Enke Verlag. Stuttgart, Gießen, Germany (Heft 15).

Dorning J. & Harris S. (2019). The challenges of recognising individuals with few distinguishing features: Identifying red foxes Vulpes vulpes from camera-trap photos. PLOS ONE 14 (5): e0216531. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0216531.

Douglas D.J.T., Bellamy P.E., Stephen L.S., Pearce–Higgins J.W., Wilson J.D. & Grant M.C. (2014). Upland land use predicts population decline in a globally near-threatened wader. Journal of Applied Ecology 51 (1): 194-203.

Douglas D.J.T., Evans D.M. & 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. https://doi.org/10.1080/00063650809461534.

Draycott R., Hoodless A., Woodburn M. & Sage R. (2008). Nest predation of European Common Pheasants Phasianus colchicus. Ibis 150: 37-44. https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2008.00851.x.

Dudzinski W. (1992). Grey partridge (Perdix perdix) predator relationships in cropland and forest habitat of central Poland [red fox (Vulpes vulpes), qoshawk (Accipiter gentilis), spatial distribution]. Gibier Faune Sauvage (France) 9.

Dunn J.C., Gruar D., Stoate C., Szczur J. & Peach W.J. (2016). Can hedgerow management mitigate the impacts of predation on songbird nest survival? Journal of environmental management 184: 535-544.

Eason P., Rabia B. & Attum O. (2016). Hunting of migratory birds in North Sinai, Egypt. Bird Conservation International 26 (1): 39-51. https://doi.org/10.1017/S0959270915000180.

Eden S. (2008). The social organization of non-breeding Magpies Pica pica. Ibis 131: 141-153. https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.1989.tb02753.x.

Eeraerts M., Verschelde P., Gouwy J., Van Den Berge S. & Van Den Berge K. (2022). Shifting dietary habits linked with contrasting population trends of two sympatric mustelids (Martes foina and Mustela putorius) over 16 years. Global Ecology and Conservation 35. https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S235198942200110X?via%3Dihub.

Eglington S.M., Gill J.A., Smart Mark.A., Sutherland W.J., Watkinson A.R. & Bolton M. (2009). Habitat management and patterns of predation of Northern Lapwings on wet grasslands: The influence of linear habitat structures at different spatial scales. Biological Conservation 142 (2): 314-324. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.10.027.

Ejsmond M. (2008). The effect of mowing on next-year predation of grassland bird nests : experimental study. Polish Journal of Ecology 56 (2): 299-307.

Eklund A., Johansson M., Flykt A., Andrén H. & Frank J. (2020). Believed effect - A prerequisite but not a guarantee for acceptance of carnivore management interventions. Biological Conservation 241: 108251. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108251.

Elliott A., Garcia E.F.J. & Boesman P.F.D. (2020). White stork (Ciconia ciconia), version 1.0. In: Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology Ithaca, NY, USA.

Enos J.K., Ward M.P. & Hauber M.E. (2021). A review of the scientific evidence on the impact of biologically salient frightening devices to protect crops from avian pests. Crop Protection 148: 105734. https://doi.org/10.1016/j.cropro.2021.105734.

Ens B.J. (1991). Guarding your Mate and Losingthe Egg: An Oystercatcher"s Dilemma. Wader Study Group Bulleti 61: 67-70.

Estes J.A., Terborgh J., Brashares J.S., Power M.E., Berger J., Bond W.J., Carpenter S.R., Essington T.E., Holt R.D., Jackson J.B.C., Marquis R.J., Oksanen L., Oksanen T., Paine R.T., Pikitch E.K., Ripple W.J., Sandin S.A., Scheffer M., Schoener T.W., Shurin J.B., Sinclair A.R.E., Soulé M.E., Virtanen R. & Wardle D.A. (2011). Trophic Downgrading of Planet Earth. Science 333 (6040): 301-306. https://doi.org/10.1126/science.1205106.

Evans A.D. & Chamberlain D.E. (1999). The Impact of Predators on Ground-Nesting Birds in the UK. The British Wildlife Review.

Evans K. (2004). The potential for interactions between predation and habitat change to cause population declines of farmland birds. Ibis 146 (1): 1-13.

Evens R., Willems T., Crevecoeur L., Neyens T. & Beenaerts N. (2022). Beheerovereenkomsten voor akkervogels tijdens het broedseizoen (broedplaats, voedsel en broedsucces). Centrum voor Milieukunde - Universiteit Hasselt, Diepenbeek.

Ewing H., Franks S., Smart J., Burton N. & Gill J.A. (2023). Nest survival of threatened Eurasian Curlew (Numenius arquata) breeding at low densities across a human-modified landscape. Ibis 165 (3): 753-766. https://doi.org/10.1111/ibi.13180.

Fagerstone K. A., Miller L. A., Bynum K. S., Eisemann J. D. & Yoder C. A. (2006). When, Where and for What Wildlife Species Will Contraception Be a Useful Management Approach? Proceedings of the Vertebrate Pest Conference 22. https://doi.org/10.5070/V422110225.

Faveyts W. & Steenhoudt K. (2023). Weer meer broedende ooievaars in België in 2023. https://www.natuurpunt.be/nieuws/weer-meer-broedende-ooievaars-in-belgie-in-2023.

Ferguson A.J., Thomson R.L., Nelson-Flower M.J. & Flower T.P. (2021). Conditioned food aversion reduces crow nest predation: An improved framework for CFA trials. Journal for Nature Conservation 60: 125970. https://doi.org/10.1016/j.jnc.2021.125970.

Fletcher K., Aebischer N.J., Baines D., Foster R. & Hoodless A.N. (2010). Changes in breeding success and abundance of ground-nesting moorland birds in relation to the experimental deployment of legal predator control. Journal of Applied Ecology 47 (2): 263-272. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01793.x.

Fletcher K., Hoodless A.N. & Baines D. (2013). Impacts of predator abundance on red grouse Lagopus lagopus scotica during a period of experimental predator control. Wildlife Biology 19 (3): 248-256.

FOD Economie (2010). Algemene directie, statistiek en economische informatie. In: persbericht 13 juli 2010.

Fokkema R., van der Velde E., Stessens M., Bos D., Belfin O., de Jong M., Hooijmeijer J.C. & Piersma T. (2024). Mapping mammalian meadow bird nest predators in a Dutch dairy farming landscape. European Journal of Wildlife Research 70 (122). https://link.springer.com/article/10.1007/s10344-024-01878-0.

Fontaine E. (2012). Food Intake and Nutrition During Pregnancy, Lactation and Weaning in the Dam and Offspring. Reproduction in Domestic Animals 47 (s6): 326-330. https://doi.org/10.1111/rda.12102.

Foppen R., Hallmann C., van Turnhout C., Kroon H. & Jongejans E. (2018). Invloed van pesticiden op boerenlandvogels. Is de bewijsvoering rond? Natuur.Oriolus 84.

Foster R.J. & Harmsen B.J. (2012). A critique of density estimation from camera-trap data. The Journal of Wildlife Management 76 (2): 224-236. https://doi.org/10.1002/jwmg.275.

Francisco D.-R., García J., Pérez-Rodríguez L. & Ferreras P. (2010). Experimental evaluation of live cage-traps for black-billed magpies Pica pica management in Spain. European Journal of Wildlife Research 56: 239-248. https://doi.org/10.1007/s10344-009-0310-3.

Francksen R.M., Whittingham M.J., Ludwig S.C. & Baines D. (2016). Winter diet of Common Buzzards *Buteo buteo* on a Scottish grouse moor. Bird Study 63 (4): 525-532. https://doi.org/10.1080/00063657.2016.1238868.

Frauendorf M., Allen A.M., Jongejans E., Ens B.J., Teunissen W., Kampichler C., Van Turnhout C.A.M., Bailey L.D., De Kroon H., Cremer J., Kleyheeg E., Nienhuis J. & Van De Pol M. (2022). Love thy neighbour?—Spatial variation in density dependence of nest survival in relation to predator community. Diversity and Distributions 28 (4): 624-635. https://doi.org/10.1111/ddi.13457.

Fryxell J.M., Sinclair A.R.E. & Caughley G. (2014). Wildlife Ecology, Conservation, and Management, 3rd Edition. John Wiley & Sons, 528 p.

Gadgil M. & Solbrig O.T. (1972). The Concept of r- and K-Selection: Evidence from Wild Flowers and Some Theoretical Considerations. The American Naturalist 106 (947): 14-31.

Gaffard A., Pays O., Monceau K., Teixeira M., Bretagnolle V. & Moreau J. (2022). Feeding on grains containing pesticide residues is detrimental to offspring development through parental effects in grey partridge. Environmental Pollution 312: 120005. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120005.

Garcia K., Olimpi E.M., Karp D.S. & Gonthier D.J. (2020). Good, the Bad, and the Risky: Can Birds Be Incorporated as Biological Control Agents into Integrated Pest Management Programs? Journal of Integrated Pest Management 11 (1): 11.

Gautschi D., Čulina A., Heinsohn R., Stojanovic D. & Crates R. (2024). Protecting wild bird nests against predators: A systematic review and meta-analysis of non-lethal methods. Journal of Applied Ecology 61 (6): 1187-1198. https://doi.org/10.1111/1365-2664.14619.

Genovesi P., & M.B. & Toso S. (1995). Ecology of a feral cat Felis catus population in an agricultural area of northern Italy. Wildlife Biology 1 (4): 233-237. https://doi.org/10.2981/wlb.1995.0028.

Genovesi P., Carnevali L. & Scalera R. (2015). The impact of invasive alien species on native threatened species in Europe. ISSG report.

Genovesi P., Sinibaldi I. & Boitani L. (1997). Spacing patterns and territoriality of the stone marten. Canadian Journal of Zoology 75 (12): 1966-1971. https://doi.org/10.1139/z97-828.

Gibbons D. (2007). The Predation of Wild Birds in Th UK. RSBP.

Gibbons D., Morrissey C. & Mineau P. (2015). A review of the direct and indirect effects of neonicotinoids and fipronil on vertebrate wildlife. Environmental Science and Pollution Research 22 (1): 103-118. https://doi.org/10.1007/s11356-014-3180-5.

Gill J., Langston R., Alves J., Atkinson P., Bocher P., Cidraes-Vieira N., Crockford N., Gelinaud G., Groen N., Gunnarsson T., Hayhow B., Hooijmeijer J., Kentie R., Kleijn D., Lourenço P., Masero J., Meunier F., Potts P., Roodbergen M. & Piersma T. (2008). Contrasting trends in two Black-tailed Godwit populations: a review of causes and recommendations. Wader Study Group Bulletin 114: 43-50.

Gilsdorf J. & Rossi C. (2008). Arctic fox control on the Barrow Steller's Eider conservation planning area: 2005–2008 Report. United States Department of Agriculture, Animal and Plant Health Inspection Service, Wildlife Services, Olympia, WA.

Giménez-Anaya A., Herrero J., Rosell C., Couto S. & García-Serrano A. (2008). Food habits of wild boars (Sus Scrofa) in a mediterranean coastal wetland. Wetlands 28 (1): 197-203. https://doi.org/10.1672/07-18.1.

Glass G.E., Gardner-Santana L.C., Holt R.D., Chen J., Shields T.M., Roy M., Schachterle S. & Klein S.L. (2009). Trophic Garnishes: Cat–Rat Interactions in an Urban Environment. PLOS ONE 4 (6): e5794. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0005794.

Gloor S., Bontadina F. & Hegglin D. (2006). Stadtfüchse - ein Wildtier erobert den Siedlungsraum.

Godijn N., Klaassen R. & Ottens H.J. (2022). Broedende veldleeuweriken en strokenteelt in Zeeland in 2021-2022. GKA-rapport 2022-10, Grauwe Kiekendief - Kenniscentrum Akkervogels, Scheemda.

Godijn N., Leendertse P. & Dieleman W. (2024). Broedende veldleeuweriken in luzerne – Later maaien verbetert het broedsucces. Nr. GKA-rapport 2024-05, CLM-rapport 1194. Grauwe Kiekendief – Kenniscentrum Akkervogels & CLM, Zuidlaren, Culemborg.

Goodrich J.M. & Buskirk S.W. (1995). Control of Abundant Native Vertebrates for Conservation of Endangered Species. Conservation Biology 9 (6): 1357-1364.

Goodwin D. (2008). Some aspects of the behaviour of the Jay Garrulus glandarius. Ibis 93: 414-442. https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.1951.tb05444.x.

Gosselink T.E., Piccolo K.A., Van Deelen T.R., Warner R.E. & Mankin P.C. (2010). Natal dispersal and philopatry of red foxes in urban and agricultural areas of Illinois. The Journal of Wildlife Management 74 (6): 1204-1217.

Goszczyński J., Misiorowska M. & Juszko S. (2008). Changes in the density and spatial distribution of red fox dens and cub numbers in central Poland following rabies vaccination. Acta Theriologica 53: 121-127. https://doi.org/10.1007/BF03194245.

Graham I.M. (2002). Estimating weasel *Mustela nivalis* abundance from tunnel tracking indices at fluctuating field vole *Microtus agrestis* density. Wildlife Biology 8 (4): 279-287. https://doi.org/10.2981/wlb.2002.025.

Grant M.C., Orsman C., Easton Jon., Lodge C., Smith M., Thompson G., Rodwell S. & Moore N. (1999). Breeding success and causes of breeding failure of curlew Numenius arquata in Northern Ireland. Journal of Applied Ecology 36 (1): 59-74. https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.1999.00379.x.

Green P.T. (1981). Some results from trapping rooks. Ringing & Migration 3 (4): 203-212. https://doi.org/10.1080/03078698.1981.9673781.

Green R. & Etheridge B. (1999). Breeding success of the hen harrier Circus cyaneus in relation to the distribution of grouse moors and the red fox Vulpes vulpes. Journal of Applied Ecology 36 (4): 472-483.

Gregory R., Failing L., Harstone M., Long G., McDaniels T. & Ohlson D. (2012). Structured decision making: a practical guide to environmental management choices. John Wiley & Sons.

Gronwald M. & Russell J. (2021). Measuring rat relative abundance using camera traps and digital strike counters for Goodnature A24 self-resetting traps. New Zealand Journal of Ecology 45 (1). https://doi.org/10.20417/nzjecol.45.7.

Gulickx M. & Kemp J. (2007). Provision of nest cages to reduce little ringed plover Charadrius dubius nest predation at Welney, Norfolk, England. Conservation Evidence 4: 30-32.

Guyomarc'h J.C. (2003). Elements for a common quail (Coturnix C. Coturnix) management plan. Management plans for European terrestrial migratory birds, Game and Wildlife Science 20: 1-92.

GWCT (2020). Larsen Trap Use in England. https://www.gwct.org.uk/media/1117729/larsen-trap-use-in-england.pdf.

Hackworth Z.J., Felch J.M., Murphy S.M. & Cox J.J. (2022). Detectability of common ravens (Corvus corax) in the eastern USA: Rapid assessment of a recolonizing species. Ecosphere 13 (6): e4148. https://doi.org/10.1002/ecs2.4148.

Hallmann C.A., Sorg M., Jongejans E., Siepel H., Hofland N., Schwan H., Stenmans W., Müller A., Sumser H., Hörren T., Goulson D. & De Kroon H. (2017). More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. PLOS ONE 12 (10): e0185809. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809.

Halupka K. (1998). Nest-site selection and nest predation in Meadow Pipits. Folia Zoologica -Praha- 47: 29-37.

Halupka K. & Osinska-Dzienniak A. (2013). Group foraging by wintering rooks: Combined effects of safety and energy requirements. Behaviour 150: 381-395. https://doi.org/10.1163/1568539X-00003057.

Hannon S.J. & Cotterill S.E. (1998). Nest predation in aspen woodlots in an agricultural area in Alberta: the enemy from within. The Auk 115 (1): 16-25.

Hardey J., Crick H., Wernham C., RIley H., Etheridge B. & Thompson D. (2009). Raptors: A Field Guide to Survey and Monitoring. The Stationery Office, 320 p.

Harradine J., Reynolds N. & aws T. (1997). Raptors and gamebirds. A survey of game managers affected by raptors. Wrexham: British Association for Shooting and Conservation.

Harris (2005). De ecologie van de vos: is de vos een 'probleemsoort'? In: Naar een effectief en breed geaccepteerd vossenbeheer. Gepresenteerd bij Vossensymposium, Mulder J.L., van Apeldoorn R.C., Klo C., Utrecht.

Harris S. (1986). Urban Foxes. Whittet Books Ltd,.

Hartley I. & Shepherd M. (1994). Nesting success in relation to timing of breeding in the Corn Bunting on North Uist. Ardea 82 (1): 173-183.

Hasselbring R. (2019). Activity, Distribution, and Density of Brown Rats (Rattus norvegicus) on Misali Island, Pemba Island, Tanzania. Independent Study Project (ISP) Collection. https://digitalcollections.sit.edu/isp_collection/3147.

Hatlauf J., Bayer K., Trouwborst A. & Hackländer K. (2021). New rules or old concepts? The golden jackal (Canis aureus) and its legal status in Central Europe. European Journal of Wildlife Research 67 (2): 25. https://doi.org/10.1007/s10344-020-01454-2.

Hawkins C.C., Longnecker M.T. & Grant W.E. (1999). Effect of Subsidized House Cats on California Birds and Rodents. Transactions of the Western Section of the Wildlife Society 35: 29-33.

Heinrich B. (1988). Winter foraging at carcasses by three sympatric corvids, with emphasis on recruitment by the raven, Corvus corax. Behavioral Ecology and Sociobiology 23 (3): 141-156. https://doi.org/10.1007/BF00300349.

Heldbjerg H., Pedersen C.L., Therkildsen O.R., Bregnballe T., Ettrup H., Kahlert J., Vikstrøm T. & Fox A.D. (2023). The lure of the big city: smaller Danish rookeries are increasingly associated with urban land cover. Urban Ecosystems 26 (5): 1355-1366. https://doi.org/10.1007/s11252-023-01372-6.

Henden J.-A., Ims R.A. & Strømeng M.A. (2025). Trail cameras can greatly inflate nest predation rates. The Journal of Wildlife Management 89 (1): e22684. https://doi.org/10.1002/jwmg.22684.

Hendriksma J.T. (2008). De kokmeeuw als predator. Twirre 19 (4): 140.

Hernandez-Puentes C., Torre I. & Vilella M. (2022). Spatio-temporal interactions within a Mediterranean community of Mesocarnivores. Mammalian Biology 102 (2): 357-373. https://doi.org/10.1007/s42991-022-00230-w.

Herr J. (2008). Ecology and Behaviour of Urban Stone Martens (Martes foina) in Luxembourg. University of Sussex.

Herr J., Schley L. & Roper T.J. (2009). Socio-spatial organization of urban stone martens. Journal of Zoology 277 (1): 54-62. https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2008.00510.x.

Herremans M. (2016). Kleine mantelmeeuwen in de achtertuin, diep in het Vlaamse binnenland. Natuur.oriolus 84 (2): 44-48.

Herremans M., Jacobs I. & Vanormelingen P. (2017). Toekomst voor de Kievit: onderzoek naar oorzaken van de sterke afname. Nr. 2017/22. Natuurpunt Studie, Mechelen, België.

Hertzog L.R., Klimek S., Röder N., Frank C., Böhner H.G.S. & Kamp J. (2023). Associations between farmland birds and fallow area at large scales: Consistently positive over three periods of the EU Common Agricultural Policy but moderated by landscape complexity. Journal of Applied Ecology 60 (6): 1077-1088. https://doi.org/10.1111/1365-2664.14400.

Hespeler B. (1995). Raubwild heute. Biologie Lebensweise Jagd – BLV (München): 227.

Hestbeck J.B. (1982). Population Regulation of Cyclic Mammals: The Social Fence Hypothesis. Oikos 39 (2): 157. https://doi.org/10.2307/3544480.

Hewson R. (1986). Distribution and Density of Fox Breeding Dens and the Effects of Management. Journal of Applied Ecology 23 (2): 531-538. https://doi.org/10.2307/2404034.

Heydon M., Reynolds J. & Short M. (2000). Variation in abundance of foxes (Vulpes vulpes) between three regions of rural Britain, in relation to landscape and other variables. Journal of Zoology 251: 253-264. https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2000.tb00608.x.

Heydon M.J. & Reynolds J.C. (2000). Demography of rural foxes (Vulpes vulpes) in relation to cull intensity in three contrasting regions of Britain. Journal of Zoology 251 (2): 265-276.

Hirschfeld A., Attard G. & Scott L. (2019). Bird hunting in Europe: an analysis of bag figures and the potential impact on the conservation of threatened species. British Birds 153-166.

Hofmeester T.R., Jansen P.A., Wijnen H.J., Coipan E.C., Fonville M., Prins H.H.T., Sprong H. & Van Wieren S.E. (2017). Cascading effects of predator activity on tick-borne disease risk. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 284 (1859): 20170453. https://doi.org/10.1098/rspb.2017.0453.

Höglund, J. (1985). Foraging success of Rooks Corvus frugilegus in mixed-species flocks of different sizes. Ornis Fennica 62: 19-22.

Holt A.R., Davies Z.G., Tyler C. & Staddon S. (2008). Meta-analysis of the effects of predation on animal prey abundance: evidence from UK vertebrates. PLoS One 3 (6): e2400.

Holyoak D. (1968). A comparative study of the food of some British Corvidae. Bird Study 15 (3): 147-153. https://doi.org/10.1080/00063656809476194.

Holyoak D. (1974). Territorial and Feeding Behaviour of the Magpie. Bird Study 21 (2): 117-128. https://doi.org/10.1080/00063657409476407.

Hopgood A. & Dimbleby J. (2024). Managing for More: Why predation management is needed for nature recovery. A Think Piece based on scientific and practitioner evidence. Game & Wildlife Conservation Trust, Fordingbridge.

Hounsome T. & Delahay R. (2005). Birds in the diet of the Eurasian badger *Meles meles* : a review and meta-analysis. Mammal Review 35 (2): 199-209. https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2004.00061.x.

Hoy S.R., Petty S.J., Millon A., Whitfield D.P., Marquiss M., Davison M. & Lambin X. (2015). Age and sex-selective predation moderate the overall impact of predators. Journal of Animal Ecology 84 (3): 692-701.

Hubert P., Julliard R., Biagianti S. & Poulle M.-L. (2011). Ecological factors driving the higher hedgehog (*Erinaceus europeaus*) density in an urban area compared to the adjacent rural area. Landscape and Urban Planning 103 (1): 34-43. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.05.010.

Hustings F., Post F. & Schepers F. (1990). Verdwijnt de Grauwe Gors Miliaria calandra als broedvogel uit Nederland? Limosa 63: 103-111.

Huysentruyt F. & Scheppers T. (2022). Advies over een maximum afschot van zwarte kraai, ekster en kauw voor behoud van een gunstige toestand. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Nr. INBO.A.4405. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Iannarilli F., Erb J., Arnold T.W. & Fieberg J.R. (2021). Evaluating species-specific responses to camera-trap survey designs. Wildlife Biology 2021 (1). https://doi.org/10.2981/wlb.00726.

Ibáñez-Álamo J., Sanllorente O. & Soler M. (2011). The impact of researcher disturbance on nest predation rates: A meta-analysis. Ibis 154: 5-14. https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2011.01186.x.

INBO (s.d.). Trends in afschotstatistieken en schattingen van de voorjaarspopulatie. In: INBO – Vlaanderen.be. https://www.vlaanderen.be/inbo/trends-in-afschotstatistieken-en-schattingen-van-de-voorjaarspopulatie/ (geraadpleegd 13 februari 2025).

Ingraham L.R., Oswald S.A., Son E. & Arnold J.M. (2020). Opportunistic predation of birds by breeding Herring Gulls (Larus argentatus). PLOS ONE 15 (10): e0239180. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0239180.

Insley H. (1977). An estimate of the population density of the Red fox (Vulpes vulpes) in the New Forest, Hampshire. https://rcin.org.pl/ibs/dlibra/publication/67110/edition/49433.

////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////

Ipsos (2024). Opiniepeiling kattensterilisatie, identificatie, registratie & BTW verlaging. https://www.gaia.be/sites/default/files/2024-11/IPSOS-Katten-2024-Vlaanderen.pdf.

Jackson D.B. (2001). Experimental removal of introduced hedgehogs improves wader nest success in the Western Isles, Scotland. Journal of Applied Ecology 38 (4): 802-812.

Jacops M. & Schley A. (2022). Bulletin technique de l'Administration de la nature et des forêts en matière de gestion de la faune sauvage et de chasse. numéro 9: 72.

Jansen J., Erens R. & Devos K. (2022). Advies over de ontwerpkaarten "meest kansrijke gebieden voor akkervogels in Vlaanderen" in het kader van het Soortbeschermingsprogramma Akkervogels. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Nr. INBO.A.4288. Brussel.

Jansman H.A.H. & Lammertsma D.R. (2020). Additioneel vossenbeheer in Natura 2000- gebieden in de provincie Zeeland : Passende beoordeling. Alterra - Animal ecology. Wageningen Environmental Research, Wageningen. https://doi.org/10.18174/512503.

Jiguet F. (2020). The Fox and the Crow. A need to update pest control strategies. Biological Conservation 248: 108693. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108693.

Jiguet F., Bocher P., Bourgeois A., Chaigne A., Chartier A., Düttmann H., Duvivier C., Fartmann T., Francesiaz C., Joyeux E., Kämpfer S., Nijs G., Rousseau P., Schmidt J., Spanoghe G., Weber H. & Kruckenberg H. (2023). Multi-sensor data loggers identify the location and timing in four poaching cases of the endangered Eurasian Curlew Numenius arquata. Forensic Science International: Animals and Environments 4: 100069. https://doi.org/10.1016/j.fsiae.2023.100069.

Jiguet F., Duby D., Bourgeois A., Robin F., Rousseau P., Nijs G., Fuchs J., Lorrillière R. & Bocher P. (2021). Investigation into the illegal killing of a tagged Eurasian Curlew. Forensic Science International: Animals and Environments 1: 100005. https://doi.org/10.1016/j.fsiae.2021.100005.

Johnson C.J., Ray J.C. & St-Laurent M.-H. (2022). Efficacy and ethics of intensive predator management to save endangered caribou. Conservation Science and Practice 4 (7): e12729. https://doi.org/10.1111/csp2.12729.

Johnson J.B. & Belk M.C. (2020). Predators as Agents of Selection and Diversification. Diversity 12 (11): 415. https://doi.org/10.3390/d12110415.

Jolles J., King A., Manica A. & Thornton A. (2013). Heterogeneous structure in mixed-species corvid flocks in flight. Animal Behaviour 85: 743-750. https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2013.01.015.

Jones H., Tershy B., Zavaleta E., Croll D., Keitt B., Finkelstein M. & Howald G. (2008). Severity of the Effects of Invasive Rats on Seabirds: A Global Review. Conservation biology : the journal of the Society for Conservation Biology 22: 16-26. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00859.x.

Jonge Poerink B., Dekker J., Akkerman J., Blankestijn H., Brink B., Ende M., Loonstra J., Oosterveld E. & Eijk A. (2024). Steenmarterbeheer in Friesland helpt weidevogel. 125: 90-95.

Jonge Poerink B., Dekker J.J.A. & Loonstra J. (2020). Nestsucces en kuikenoverleving van weidevogels in het Reitdiep en de Winsumermeeden in 2020. Nr. 20200405. Ecosensys & Jasja Dekker Dierecologie, Zuurdijk, Arnhem.

Jonge Poerink B., Dekker J.J.A., Van Der Ende J.M., Loonstra J. & Oosterveld E. (2021). Monitoring pilot project beheer steenmarters 12 beheer gebieden provincie Fryslan. Ecosenys, Dierecology, Altenburg & Wymenga.

Junker S., Düttmann H. & Ehrnsberger R. (2006). Schlupferfolg und Kükenmortalität beim Kiebitz (Vanellus vanellus) auf unterschiedlich gemanagten Grünlandflächen in der Stollhammer Wisch (Landkreis Wesermarsch, Niedersachsen) [in German with English summary]. Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen Band 32: 111-122.

Kaasiku T., Männil P. & Rannap R. (2022a). The effect of the golden jackal on nest survival of ground-breeding birds in Estonian coastal grasslands. In: 3rd International Jackal Symposium, 02-04 November 2022, Gödöllő, Hungary: Abstract Book. Gödöllő. MATE Institute for Wildlife Management and Nature, p. 17.

Kaasiku T., Rannap R. & Männil P. (2022b). Predation-mediated edge effects reduce survival of wader nests at a wet grassland-forest edge. Animal Conservation 25 (5): 692-703. https://doi.org/10.1111/acv.12774.

Kämmerle J.-L., Niekrenz S. & Storch I. (2019). No evidence for spatial variation in predation risk following restricted-area fox culling. BMC ecology 19: 1-10.

Kämmerle J.-L. & Storch I. (2019). Predation, predator control and grouse populations: a review. Wildlife Biology 2019 (1). https://doi.org/10.2981/wlb.00464.

Kavelaars M., Goffin B., Tijsen W. & Kleyheeg E. (2021). Ontspringen Tureluurs de dans? In: Nature Today. https://www.naturetoday.com/intl/nl/nature-reports/message/?msg=27884 (geraadpleegd 6 maart 2025).

Keller V., Herrando S., Voříšek P., Franch M., Kipson M., Milanesi P., Martí D., Anton M., Klvaňová A. & Kalyakin M.V. (2020). European breeding bird atlas 2: distribution, abundance and change. European Bird Census Council & Lynx Edicions, Barcelona.

Kendall K.C. & McKelvey K.S. (2008). Chapter 6: Hair collection. In: Noninvasive survey methods for North American carnivores. Island Press, Washington, D. C, p. 135-176. https://research.fs.usda.gov/treesearch/32562.

Kentie R., Both C., Hooijmeijer J.C. & Piersma T. (2015). Management of modern agricultural landscapes increases nest predation rates in Black-tailed Godwits L imosa limosa. Ibis 157 (3): 614-625.

Kenward R. e., Hall D. g., Walls S. s. & Hodder K. h. (2001). Factors affecting predation by buzzards Buteo buteo on released pheasants Phasianus colchicus. Journal of Applied Ecology 38 (4): 813-822. https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00636.x.

Kenward R.E. (1977). Predation on released pheasants (Phasianus colchicus) by goshawks in central Sweden. Swedish Game Research (10): 79-112.

Kenward R.E., Marcstrom V. & Karlbom M. (1981). Goshawk Winter Ecology in Swedish Pheasant Habitats. The Journal of Wildlife Management 45 (2): 397. https://doi.org/10.2307/3807921.

Kenward R.E., Walls S.S., Hodder K.H., Pahkala M., Freeman S.N. & Simpson V.R. (2000). The prevalence of non-breeders in raptor populations: evidence from rings, radio-tags and transect surveys. Oikos 91 (2): 271-279. https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2000.910207.x.

Kettel E.F., Lakin I., Heydon M.J. & Siriwardena G.M. (2020). A comparison of breeding bird populations inside and outside of European Badger *Meles meles* control areas. Bird Study 67 (3): 279-291. https://doi.org/10.1080/00063657.2021.1889460.

Khil L. (2017). Important factors for predation of Northern lapwing Vanellus vanellus nests in a central European lowland pasture system. https://doi.org/10.13140/RG.2.2.26092.62081.

King C. (1994). Monitoring and control of mustelids on conservation lands. Part 1. Planning and assessing an operation.

King D.I., DeGraaf R.M., Griffin C.R. & Maier T.J. (1999). Do Predation Rates on Artificial Nests Accurately Reflect Predation Rates on Natural Bird Nests? (Es Acaso la Tasa de Depredación en Nidos Artificiales un Reflejo de la Tasa de Depredación en Nidos Naturales?). Journal of Field Ornithology 70 (2): 257-262.

Kirchmeir A., Uhl F., Bugnyar T. & Schwab C. (2019). Catching crows: seasonality, techniques and the influence of social behaviour. Ringing & Migration 34 (1): 1-7. https://doi.org/10.1080/03078698.2019.1759906.

Kleijn D., Bink R.J., Ter Braak C.J.F., Van Grunsven R., Ozinga W.A., Roessink I., Scheper J.A., Schmidt A.M., Wallis De Vries M.F., Wegman R., Van Der Zee F.F. & Zeegers Th. (2018). Achteruitgang

insectenpopulaties in Nederland: trends, oorzaken en kennislacunes. Wageningen Environmental Research, Wageningen. https://doi.org/10.18174/444039.

Kleinstäuber G., Kirmse W. & Sömmer P. (2009). The return of the Peregrine to eastern Germany - recolonization in the west and east; the formation of an isolated tree-nesting subpopulation and further management. In: Peregrine populations - status and perspectives in the 21th century. Poznan University of Life Sciences Press, Poznan.

Knol W. (2015). Verwilderde huiskatten: Effecten op de natuur in Nederland. Koninklijke Nederlandse Jagersvereniging KNJV report (15-01).

Korpimäki E., Norrdahl K. & Rinta-Jaskari T. (1991). Responses of stoats and least weasels to fluctuating food abundances: is the low phase of the vole cycle due to mustelid predation? Oecologia 88: 552-561. https://doi.org/10.1007/BF00317719.

Kosicki J.Z. (2021). The impact of feral domestic cats on native bird populations. Predictive modelling approach on a country scale. Ecological Complexity 48: 100964. https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2021.100964.

Kosicki J.Z. & Chylarecki P. (2013). Predictive mapping of Meadow Pipit density using integrated remote sensing data and an atlas of vascular plants dataset. Bird Study 60 (4): 500-508. https://doi.org/10.1080/00063657.2013.849656.

Kosicki J.Z., Profus P., Dolata P.T. & Tobółka M. (2006). Food composition and energy demand of the White Stork Ciconia ciconia breeding population. Literature survey and preliminary results from Poland. In: The White Stork in Poland: studies in biology, ecology and conservation. Tryjanowski P., Sparks T.H. & Jerzal L., Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznan.

Kövér L., Tóth N., Lengyel S. & Juhász L. (2018). Corvid control in urban environments: A comparison of trap types. North-Western Journal of Zoology 14.

Krausman P.R. & Cain J.W.I. (2022). Wildlife Management and Conservation: Contemporary Principles and Practices. JHU Press.

Krauze-Gryz D., Gryz J. & Żmihorski M. (2019). Cats kill millions of vertebrates in Polish farmland annually. Global Ecology and Conservation 17: e00516. https://doi.org/10.1016/j.gecco.2018.e00516.

Kristan W.B., Boarman W.I. & Crayon J.J. (2004). Diet composition of common ravens across the urban-wildland interface of the West Mojave Desert. Wildlife Society Bulletin 32 (1): 244-253. https://doi.org/10.2193/0091-7648(2004)32[244:DCOCRA]2.0.CO;2.

Kröger R. & Parey P. (1990). Fuchsbejagung. Der Rotfuchs (Hamburg&Berlin): 136-152.

Krüger H., Väänänen V.-M., Holopainen S. & Nummi P. (2018). The new faces of nest predation in agricultural landscapes—a wildlife camera survey with artificial nests. European Journal of Wildlife Research 64 (6): 76. https://doi.org/10.1007/s10344-018-1233-7.

Krystofkova M., Fousova P. & Exnerova A. (2011). Nestling diet of the Common Magpie (Pica pica) in urban and agricultural habitats. Ornis Fennica 88: 138-146. https://doi.org/10.51812/of.133776.

Kubasiewicz L.M., Bunnefeld N., Tulloch A.I., Quine C.P. & Park K. (2016). Diversionary feeding: an effective management strategy for conservation conflict? Biodiversity and Conservation 25: 1-22.

Kubetzki U. & Garthe S. (2003). Distribution, diet and habitat selection by four sympatrically breeding gull species in the south-eastern North Sea. Marine Biology 143 (1): 199-207. https://doi.org/10.1007/s00227-003-1036-5.

Kuiper M.W., Ottens H.J., van Ruijven J., Koks B.J., de Snoo G.R. & Berendse F. (2015). Effects of breeding habitat and field margins on the reproductive performance of Skylarks (Alauda arvensis) on intensive farmland. Journal of Ornithology 156 (3): 557-568. https://doi.org/10.1007/s10336-015-1159-8.

Kurucz K., Bertalan L. & Purger J. (2012). Survival of blackbird (Turdus merula) clutches in an urban environment: Experiment with real and artificial nests. North-Western Journal of Zoology 8: 362-364.

Kushlan J.A., Hancock J.A., Thelwell D., Kushlan J.A., Hancock J.A. & Thelwell D. (2005). Herons. Bird Families of the World. Oxford University Press, Oxford, New York, 454 p.

Labhardt F. (1990). Der Rotfuchs. Verlag Paul Parey, Hamburg & Berlin, Germany, 158 p.

Lack D. (1947). The significance of clutch-size in the partridge (Perdix perdix). The Journal of Animal Ecology 19-25.

Laidlaw R., Smart J., Ewing H., Franks S., Belting H., Donaldson L., Hilton G., Hiscock N., Hoodless A., Hughes B., Jarrett N., Kentie R., Kleyheeg E., Lee R., Roodbergen M., Scott D., Short M., Syroeschkovskiy E., Teunissen W., Ward H., White G. & Gill J. (2021). Predator management for breeding waders: A review of current evidence and priority knowledge gaps. Wader Study 128 (1): 44-55. https://doi.org/10.18194/ws.00220.

Laidlaw R.A., Smart J., Smart M.A. & Gill J.A. (2015). The influence of landscape features on nest predation rates of grassland-breeding waders. Ibis 157 (4): 700-712.

Laidlaw R.A., Smart J., Smart M.A. & Gill J.A. (2017). Scenarios of habitat management options to reduce predator impacts on nesting waders. Journal of Applied Ecology 54 (4): 1219-1229. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12838.

Lambert M., Watt L., Cain I. & Douse A. (2013). The role of Norway rat (Rattus norvegicus) predation in determining breeding success of Manx shearwaters (Puffinus puffinus) on the Scottish island of Rùm. Gepresenteerd bij The 9th European Vertebrate Pest Management Conference, Turku, Finland.

Lambert M.S., Quy R.J., Smith R.H. & Cowan D.P. (2008). The Effect of Habitat Management on Home-Range Size and Survival of Rural Norway Rat Populations. Journal of Applied Ecology 45 (6): 1753-1761.

Lange P.N.A.M.J.G., Lelieveld G. & De Knegt H.J. (2021). Diet composition of the golden jackal *Canis aureus* in south-east Europe – a review. Mammal Review 51 (2): 207-213. https://doi.org/10.1111/mam.12235.

Lanszki J., Zalewski A. & Horváth G. (2007). Comparison of Red Fox Vulpes Vulpes and Pine Marten Martes Martes Food Habits in a Deciduous Forest in Hungary. Wildlife Biology 258-271. https://doi.org/10.2981/0909-6396(2007)13[258:CORFVV]2.0.CO;2.

Lanszki Z., Purger J., Bocz R., Szép D. & Lanszki J. (2019). The Stone Marten and the Red Fox consumed predominantly fruits all year round: a case study. Acta zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae 65: 45-62. https://doi.org/10.17109/AZH.65.1.45.2019.

Lathouwers M., Neyrinck S., Dockx R. & Baert K. (2025). Bestrijding van de bruine rat in Vlaanderen en het Brussels Hoofdstedelijk Gewest. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2025, Nr. 12. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Latorre L., Rodríguez Larrinaga A. & Santamaría L. (2013). Rats and Seabirds: Effects of Egg Size on Predation Risk and the Potential of Conditioned Taste Aversion as a Mitigation Method. PloS one 8: e76138. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0076138.

Laux A., Mayer K., Beeke W., Waltert M. & Gottschalk E. (2023). Distance to the edge and other landscape features influence nest predation in grey partridges. Animal Conservation. https://doi.org/10.1111/acv.12898.

Laux A., Waltert M. & Gottschalk E. (2022). Camera trap data suggest uneven predation risk across vegetation types in a mixed farmland landscape. Ecology and Evolution 12 (7): e9027.

Laux A., Waltert M. & Gottschalk E. (2024). A landscape-based approach to design flower blocks may reduce mammalian predator activity and protect ground-nesting farmland birds. Biodiversity and Conservation 33: 4177-4194.

Lazzeri L., Ferretti F., Churski M., Diserens T., Oliveira R., Schmidt K. & Kuijper D.P.J. (2024). Spatio-temporal interactions between the red fox and the wolf in two contrasting European landscapes. Scientific Reports 14: 221. https://doi.org/10.1038/s41598-023-50447-z.

Leech S.M. & Leonard M.L. (1997). Begging and the risk of predation in nestling birds. Behavioral Ecology 8 (6): 644-646.

Lennox R.J., Dahlmo L.S., Ford A.T., Sortland L.K., Vogel E.F. & Vollset K.W. (2023). Predation research with electronic tagging. Wildlife Biology 2023 (1): e01045.

Lennox R.J., Gallagher A.J., Ritchie E.G. & Cooke S.J. (2018). Evaluating the efficacy of predator removal in a conflict-prone world. Biological Conservation 224: 277-289. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.05.003.

Lequitte-Charransol P., Robert A. & Jiguet F. (2024). Increased adult movements and decreased juvenile apparent survival of urban crows during COVID-19 lockdowns. Scientific Reports 14. https://doi.org/10.1038/s41598-024-74828-0.

Leroux S.J. & Schmitz O.J. (2015). Predator-driven elemental cycling: the impact of predation and risk effects on ecosystem stoichiometry. Ecology and Evolution 5 (21): 4976-4988. https://doi.org/10.1002/ece3.1760.

Letnic M., Ritchie E.G. & Dickman C.R. (2012). Top predators as biodiversity regulators: the dingo Canis lupus dingo as a case study. Biological Reviews 87 (2): 390-413. https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2011.00203.x.

Liberg O. (1984). Home range and territoriality in free ranging house cats. Acta Zoologica Fennica 171: 283-285.

Liebezeit J. & George T. (2002). A Summary of Predation by Corvids on Threatened and Endangered Species in California and Management Recommendations to Reduce Corvid Predation.

Lieury N., Ruette S., Albaret M., Drouyer F., Baudoux B., Letty J., Urbaniac C., Devillard S. & Millon A. (2016). Les prélèvements de renards limitent-ils leur densité ? La compensation par immigration, un concept-clé pour comprendre l'impact des prélèvements sur les populations de renards. Faune Sauvage (310): 10-16.

Lieury N., Ruette S., Devillard S., Albaret M., Drouyer F., Baudoux B. & Millon A. (2015). Compensatory immigration challenges predator control: An experimental evidence-based approach improves management. The Journal of Wildlife Management 79 (3): 425-434.

Lima S.L. (2009). Predators and the breeding bird: behavioral and reproductive flexibility under the risk of predation. Biological Reviews 84 (3): 485-513. https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2009.00085.x.

Lindström E., Brainerd S., Helldin J.-O. & Overskaug K. (1995). Pine Marten Red Fox interactions – a case of intraguild predation. Annales Zoologici Fennici 32: 123-130.

Lindström E.R., Andrén H., Angelstam P., Cederlund G., Hörnfeldt B., Jäderberg L., Lemnell P., Martinsson B., Sköld K. & Swenson J.E. (1994). Disease reveals the predator: sarcoptic mange, red fox predation, and prey populations. Ecology 75 (4): 1042-1049.

Lippens L. & Wille H. (1972). Atlas van de vogels in België en West-Europa. Lannoo, 833 p.

Lloyd H.G. (1981). The red fox. 2. impr ed. B.T. Batsford, London, 320 p.

Lockie J.D. (1956). The Food and Feeding Behaviour of the Jackdaw, Rook and Carrion Crow. Journal of Animal Ecology 25 (2): 421-428. https://doi.org/10.2307/1935.

Loetzke W.-D. & Stork H.-J. (2011). Zur Entwicklung der Winterbestände russischer Krähen in Berlin.

Loof (2021). Effectiviteit van wildverjagers op uitkomstsucces van weidevogellegsels. In: Jaarverslag Boerenlandvogels 2020, Landschapsbeheer Drenthe. https://lbdrenthe.nl/wp-content/uploads/2021/04/LBD_Jaarverslag-boerenlandvogels-2020kleine-versie.pdf.

Loonstra A.H.J., Verhoeven M.A. & Piersma T. (2018). Sex-specific growth in chicks of the sexually dimorphic Black-tailed Godwit. Ibis 160 (1): 89-100. https://doi.org/10.1111/ibi.12541.

Loss S.R., Boughton B., Cady S.M., Londe D.W., McKinney C., O'Connell T.J., Riggs G.J. & Robertson E.P. (2022). Review and synthesis of the global literature on domestic cat impacts on wildlife. Journal of Animal Ecology 91 (7): 1361-1372. https://doi.org/10.1111/1365-2656.13745.

Loss S.R. & Marra P.P. (2017). Population impacts of free-ranging domestic cats on mainland vertebrates. Frontiers in Ecology and the Environment 15 (9): 502-509. https://doi.org/10.1002/fee.1633.

Loss S.R., Will T. & Marra P.P. (2013). The impact of free-ranging domestic cats on wildlife of the United States. Nature Communications 4 (1): 1396. https://doi.org/10.1038/ncomms2380.

Luginbuhl J.M., Marzluff J.M., Bradley J.E., Raphael M.G. & Varland D.E. (2001). Corvid survey techniques and the relationship between corvid abundance and nest predation. Journal of Field Ornithology 72 (4): 556-572. https://doi.org/10.1648/0273-8570-72.4.556.

Macarthur R.H. & Wilson E.O. (1967). The Theory of Island Biogeography. REV-Revised ed. Princeton University Press. https://www.jstor.org/stable/j.ctt19cc1t2.

Macdonald D.W. (1980). Patterns of Scents Marking with Urine and Faeces Amongst Carnivore Communities. Symposia of the Zoological Society of London (45): 107-139.

Macdonald D.W., Mace G. & Rushton S. (1998). Proposals for Future Monitoring of British Mammals. Department of Environment, Transport and the Regions, London, UK.

MacDonald D.W. & Reynolds J.C. (2005). Predation and the Vulnerability of Birds in Farmland Landscapes. The Journal of Wildlife Management 69(2): 357-367.

MacDonald M.A. & Bolton M. (2008a). Predation on wader nests in Europe. Ibis 150 (s1): 54-73. https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2008.00869.x.

MacDonald M.A. & Bolton M. (2008b). Predation of Lapwing Vanellus vanellus nests on lowland wet grassland in England and Wales: effects of nest density, habitat and predator abundance. Journal of Ornithology 149 (4): 555-563. https://doi.org/10.1007/s10336-008-0303-0.

Madden C.F., Arroyo B. & Amar A. (2015). A review of the impacts of corvids on bird productivity and abundance. Ibis 157 (1): 1-16. https://doi.org/10.1111/ibi.12223.

Maeda T., Nakashita R., Shionosaki K., Yamada F. & Watari Y. (2019). Predation on endangered species by human-subsidized domestic cats on Tokunoshima Island. Scientific Reports 9 (1): 16200. https://doi.org/10.1038/s41598-019-52472-3.

Maes D., Baert K., Boers K., Casaer J., Criel D., Crevecoeur L., Dekeukeleire D., Gouwy J., Gyselings R., Haelters J., Herman D., Herremans M., Huysentruyt F., Lefebvre J., Lefevre A., Onkelinx T., Stuyck J., Thomaes A., Van Den Berge K., Vandendriessche B., Verbeylen G. & Vercayie D. (2014). De IUCN rode lijst van de zoogdieren in Vlaanderen. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.

Magrath R.D., Pitcher B.J. & Dalziell A.H. (2007). How to be fed but not eaten: nestling responses to parental food calls and the sound of a predator's footsteps. Animal behaviour 74 (5): 1117-1129.

Mahon P.S., Banks P.B. & Dickman C.R. (1998). Population indices for wild carnivores: a critical study in sand-dune habitat, south-western Queensland. Wildlife Research 25 (1): 11-22. https://doi.org/10.1071/wr97007.

Malpas L.R., Kennerley R.J., Hirons G.J., Sheldon R.D., Ausden M., Gilbert J.C. & Smart J. (2013). The use of predator-exclusion fencing as a management tool improves the breeding success of waders on lowland wet grassland. Journal for Nature Conservation 21 (1): 37-47.

Mañosa S. (1991). Biologia tròfica, ús de l'hàbitat I biologia de la reproducció de l'astor Accipiter gentilis (Linnaeus, 1758) a la Segarra. Universitat de Barcelona.

Manzo E., Bartolommei P., Rowcliffe J.M. & Cozzolino R. (2012). Estimation of population density of European pine marten in central Italy using camera trapping. Acta Theriologica 57 (2): 165-172. https://doi.org/10.1007/s13364-011-0055-8.

Marchant J.H. & Gregory R.D. (1995). Population changes of certain opportunistic bird species in the United Kingdom between 1985 and 1994.

Marlow N.J., Thomson P.C., Rose K. & Kok N.E. (2016). Compensatory responses by a fox population to artificial density reduction in a rangeland area in Western Australia. Conservation Science Western Australia 10 (3): 1-10.

Marquiss M. & Leitch A.F. (1990). The diet of Grey Herons Ardea cinerea breeding at Loch Leven, Scotland, and the importance of their predation on ducklings. Ibis 132: 535-549.

Martin J., O'Connell A.F., Kendall W.L., Runge M.C., Simons T.R., Waldstein A.H., Schulte S.A., Converse Sarah.J., Smith G.W., Pinion T., Rikard M. & Zipkin E.F. (2010). Optimal control of native predators. Biological Conservation, Conservation planning within emerging global climate and economic realities 143 (7): 1751-1758. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.04.023.

Martin T.E. (1988). On the advantage of being different: Nest predation and the coexistence of bird species. Proceedings of the National Academy of Sciences 85 (7): 2196-2199. https://doi.org/10.1073/pnas.85.7.2196.

Marzluff J.M. (1985). Behavior at a pinyon jay nest in response to predation. The Condor 87 (4): 559-561.

Marzluff J.M. & Heinrich B. (1991). Foraging by common ravens in the presence and absence of territory holders: an experimental analysis of social foraging. Animal Behaviour 42 (5): 755-770. https://doi.org/10.1016/S0003-3472(05)80121-6.

Marzluff J.M. & Neatherlin E. (2006). Corvid response to human settlements and campgrounds: Causes, consequences, and challenges for conservation. Biological Conservation 130 (2): 301-314. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.12.026.

Masero J., Quesada F., Guzman J., Abad-Gómez J., Villegas A. & Pérez N. (2009). Geographical origin, return rates, and movements of the near-threatened black-tailed godwits Limosa limosa staying at a major stopover site of Iberia. Ardeola, ISSN 0570-7358, Vol. 56, N$^{o}$. 2, 2009, pags. 253-258 56.

Mason L.R., Green R.E., Hirons G.J.M., Skinner A.M.J., Peault S.C., Upcott E.V., Wells E., Wilding D.J. & Smart J. (2021). Experimental diversionary feeding of red kites Milvus milvus reduces chick predation and enhances breeding productivity of northern lapwings Vanellus vanellus. https://doi.org/10.17863/CAM.74450.

Mason L.R., Smart J. & Drewitt A.L. (2018). Tracking day and night provides insights into the relative importance of different wader chick predators. Ibis 160 (1): 71-88. https://doi.org/10.1111/ibi.12523.

Massei G. & Genov P. (2004). The environmental impact of wild boar. Galemys: Boletín informativo de la Sociedad Española para la conservación y estudio de los mamíferos, ISSN 1137-8700, Vol. 16, N°. 1, 2004, pags. 135-145 16.

Mateo–Moriones A., Villafuerte R. & Ferreras P. (2012). Does fox control improve red–legged partridge (Alectoris rufa) survival? An experimental study in Northern Spain. Animal Biodiversity and Conservation 35 (2): 395-404.

Matsyura A.V., Zimaroyeva A.A. & Jankowski K. (2016). Spatial patterns of seasonal distribution of Corvidae (the case of urban habitats). Biosystems Diversity 24 (2): 459-465. https://doi.org/10.15421/011662.

Mayot P., Patillaud J.P.H. & Stahl P.H. (1993). Influence de la prédation sur la survie des faisans (Phasianus colchicus) de repeuplement. In Actes du colloque prédation et gestion des prédateurs (eds. P. Migot and Ph. Stahl). O.N.C – U.N.F.D.C. 51-57.

McGowan P.J.K., Kirwan G.M., de Juana E. & Boesman P.F.D. (2023). Common Quail (Coturnix coturnix), version 1.1. Birds of the World. https://doi.org/10.2173/bow.comqua1.01.1species_shared.bow.project_name.

McMahon B.J., Doyle S., Gray A., Kelly S.B.A. & Redpath S.M. (2020). European bird declines: Do we need to rethink approaches to the management of abundant generalist predators? Journal of Applied Ecology 57 (10): 1885-1890. https://doi.org/10.1111/1365-2664.13695.

McMahon B.J., Doyle S., Mougeot F. & Arroyo B. (2024). The decline of ground nesting birds in Europe: Do we need to manage predation in addition to habitat? Global Ecology and Conservation 55: e03213. https://doi.org/10.1016/j.gecco.2024.e03213.

Medina F.M., Bonnaud E., Vidal E., Tershy B.R., Zavaleta E.S., Josh Donlan C., Keitt B.S., Le Corre M., Horwath S.V. & Nogales M. (2011). A global review of the impacts of invasive cats on island endangered vertebrates. Global Change Biology 17 (11): 3503-3510. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02464.x.

Meek P.D., Ballard G.-A. & Fleming P.J.S. (2015). The pitfalls of wildlife camera trapping as a survey tool in Australia. Australian Mammalogy 37 (1): 13-22. https://doi.org/10.1071/AM14023.

Meese R.J. & Fuller M.R. (1989). Distribution and behaviour of passerines around peregrine Falco peregrinus eyries in western Greenland. Ibis 131 (1): 27-32.

Meininger P.L. & Graveland J. (2002). Leidraad ecologische herstelmaatregelen voor kustbroedvogels.

Mergey M., Kaerle C. & Helder R. (2023). Variations in density of pine marten Martes martes populations according to forest fragmentation. Mammal Research 68 (4): 507-519. https://doi.org/10.1007/s13364-023-00704-3.

////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////

Meyburg B.-U., Marks J.S. & Garcia E. (2020). Eurasian Sparrowhawk (Accipiter nisus). In: Billerman S.M., Keeney B.K., Rodewald P.G. & Schulenberg T.S. (eds.). Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology. https://doi.org/10.2173/bow.eurspa1.01.

Miller R., Lambert M.L., Frohnwieser A., Brecht K.F., Bugnyar T., Crampton I., Garcia-Pelegrin E., Gould K., Greggor A.L., Izawa E.-I., Kelly D.M., Li Z., Luo Y., Luong L.B., Massen J.J.M., Nieder A., Reber S.A., Schiestl M., Seguchi A., Sepehri P., Stevens J.R., Taylor A.H., Wang L., Wolff L.M., Zhang Y. & Clayton N.S. (2022). Socio-ecological correlates of neophobia in corvids. Current Biology 32 (1): 74-85.e4. https://doi.org/10.1016/j.cub.2021.10.045.

Millon A., Bourrioux J.-L., Riols C. & Bretagnolle V. (2002). Comparative breeding biology of Hen Harrier and Montagu's Harrier: an 8-year study in north-eastern France. Ibis 144 (1): 94-105. https://doi.org/10.1046/j.0019-1019.2001.00009.x.

Millot F., Decors A., Mastain O., Quintaine T., Berny P., Vey D., Lasseur R. & Bro E. (2016). Field evidence of bird poisonings by imidacloprid-treated seeds: a review of incidents reported by the French SAGIR network from 1995 to 2014. Environmental Science and Pollution Research 24 (6): 5469-5485. https://doi.org/10.1007/s11356-016-8272-y.

Minaraad (2011). Advies over het voorontwerp van Besluit van de Vlaamse Regering tot wijziging van het Besluit van de Vlaamse Regering van 18 januari 1995 betreffende de organisatie van het jachtexamen en van het Besluit van de Vlaamse Regering van 30 mei 2008 houdende vaststelling van de voorwaarden waaronder de jacht kan worden uitgeoefend. Nr. nr. 2011/11.

Mlodinow S.G. (2024). Eurasian Goshawk (Astur gentilis). In: Billerman S.M., Keeney B.K., Rodewald P.G. & Schulenberg T.S. (eds.). Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology. https://doi.org/10.2173/bow.norgos1.01.1.

Møller A. (1983). Habitat selection, flocking and feeding behaviour of Hooded Crows Corvus corone. Ornis Fennica 60 (4): 105-111.

Mooij J. (2006). Het voorkomen van de Graspieper in de Eempolders. De Korhaan 40 (5): 124-125.

Moore R. & Robinson W. (2004). Artificial bird nests, external validity, and bias in ecological field studies. Ecology 85: 1562-1567. https://doi.org/10.1890/03-0088.

Mori E., Lazzeri L., Ferretti F., Gordigiani L. & Rubolini D. (2021). The wild boar Sus scrofa as a threat to ground-nesting bird species: an artificial nest experiment. Journal of Zoology 314 (4): 311-320. https://doi.org/10.1111/jzo.12887.

Morris A.J. & Gilroy J.J. (2008). Close to the edge: predation risks for two declining farmland passerines. Ibis 150 (s1): 168-177. https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2008.00857.x.

Mueller L.D. & Ayala F.J. (1981). Trade-off between r-selection and K-selection in Drosophila populations. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 78 (2): 1303-1305. https://doi.org/10.1073/pnas.78.2.1303.

Mulder J. (1990). The stoat Mustela erminea in the dutch dune region, its local extinction, and a possible cause: the arrival of the fox Vulpes vulpes. Lutra 33: 1-21.

Mulder J. (2005). Schapen en vossen in Waterland. Bureau Mulder-natuurlijk, De Bilt.

Mulder J., van Apeldoorn R. & Klok C. (2005). Naar een effectief en breed geaccepteerd vossenbeheer; verslag van het vossensymposium op 12 mei 2004 te Utrecht.

Mulder J.L. (2007). Vossenbeheer voor hamsters, (hoe) heeft het gewerkt? Nr. 2007-02. Bureau Mulder-natuurlijk.

Mumma M.A., Zieminski C., Fuller T.K., Mahoney S.P. & Waits L.P. (2015). Evaluating noninvasive genetic sampling techniques to estimate large carnivore abundance. Molecular Ecology Resources 15 (5): 1133-1144. https://doi.org/10.1111/1755-0998.12390.

Musiani M. & Paquet P.C. (2004). The Practices of Wolf Persecution, Protection, and Restoration in Canada and the United States. BioScience 54 (1): 50-60. https://doi.org/10.1641/0006-3568(2004)054[0050:TPOWPP]2.0.CO;2.

National Pest Control Agencies (2018). Pest Mustelids Monitoring and Control. National Pest Control Agencies, New Zealand.

Natsukawa H. & Sergio F. (2022). Top predators as biodiversity indicators: A meta-analysis. Ecology Letters 25 (9): 2062-2075. https://doi.org/10.1111/ele.14077.

New Scientist (2005). Letter: Waders on the roof. https://www.newscientist.com/letter/mg18825291-300-waders-on-the-roof/ (geraadpleegd 13 februari 2025).

Newsome T.M., Howden C. & Wirsing A.J. (2019). Restriction of anthropogenic foods alters a top predator's diet and intraspecific interactions. Journal of Mammalogy 100 (5): 1522-1532. https://doi.org/10.1093/jmammal/gyz125.

Newson S.E., Leech D.I., Hewson C.M., Crick H.Q. & Grice P.V. (2010a). Potential impact of grey squirrels Sciurus carolinensis on woodland bird populations in England. Journal of Ornithology 151: 211-218.

Newson S.E., Rexstad E.A., Baillie S.R., Buckland S.T. & Aebischer N.J. (2010b). Population change of avian predators and grey squirrels in England: is there evidence for an impact on avian prey populations? Journal of Applied Ecology 47 (2): 244-252.

Newton I. (1998). Population limitation in birds. Academic press.

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. https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2004.00375.x.

Newton I. (2007). Population limitation in birds: The last 100 years. British Birds 100: 518-539.

Newton I. (2017). Invited Commentary: Fifty Years of Raptor Research. Journal of Raptor Research 51 (2): 95-106. https://doi.org/10.3356/0892-1016-51.2.95.

Nicoll M. & Norris K. (2010). Detecting an impact of predation on bird populations depends on the methods used to assess the predators. Methods in Ecology and Evolution 1 (3): 300-310.

Nijs G., Spanoghe G., & Hilbran Verstraete (2024). Wulpen in Vlaanderen. Natuur.Oriolus Jaargang 90 (Nr 4): 136-150.

Norbury G.L., Price C.J., Latham M.C., Brown S.J., Latham A.D.M., Brownstein G.E., Ricardo H.C., McArthur N.J. & Banks P.B. (2021). Misinformation tactics protect rare birds from problem predators. Science Advances 7 (11): eabe4164. https://doi.org/10.1126/sciadv.abe4164.

Nordström M., Högmander J., Laine J., Nummelin J., Laanetu N. & Korpimäki E. (2003). Effects of feral mink removal on seabirds, waders and passerines on small islands in the Baltic Sea. Biological Conservation 109 (3): 359-368.

Norrdahl K. & Korpimäki E. (1998). Fear in farmlands: how much does predator avoidance affect bird community structure? Journal of Avian Biology 79-85.

Norrdahl K., Suhonen J., Hemminki O. & Korpimäki E. (1995). Predator presence may benefit- Kestrels protect Curlew nests against nest predators. Oecologia (101): 105-109.

Novoa A., Shackleton R., Canavan S., Cybèle C., Davies S.J., Dehnen-Schmutz K., Fried J., Gaertner M., Geerts S., Griffiths C.L., Kaplan H., Kumschick S., Le Maitre D.C., Measey G.J., Nunes A.L., Richardson D.M., Robinson T.B., Touza J. & Wilson J.R.U. (2018). A framework for engaging stakeholders on the management of alien species. Journal of Environmental Management 205: 286-297. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.09.059.

Nummi P., Vaananen V.-M., Pekkarinen A.-J., Eronen V., Mikkola-Roos M., Nurmi J., Rautiainen A. & Rusanen P. (2019). Alien predation in wetlands – the Raccoon Dog and water birds breeding success. Baltic Forestry 25 (2): 228-237. https://doi.org/10.46490/vol25iss2pp228.

O'Hanlon N. & Lambert M. (2016). Investigating brown rat Rattus norvegicus egg predation using experimental nests and camera traps. European Journal of Wildlife Research 63: 18. https://doi.org/10.1007/s10344-016-1063-4.

Oja R., Zilmer K. & Valdmann H. (2015). Spatiotemporal Effects of Supplementary Feeding of Wild Boar (Sus scrofa) on Artificial Ground Nest Depredation. PLOS ONE 10 (8): e0135254. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0135254.

O'Neil S., Coates P., Brockman J., Jackson P., Spencer J. & Williams P. (2021). Inter-and intra-annual effects of lethal removal on common raven abundance in Nevada and California, USA. 15: 479-494. https://doi.org/10.26077/p79d-en84.

O'Neil S., Coates P., Webster S., Brussee B., Dettenmaier S., Tull J., Jackson P., Casazza M. & Espinosa S. (2023). A spatially explicit modeling framework to guide management of subsidized avian predator densities. Ecosphere 14: e4618. https://doi.org/10.1002/ecs2.4618.

Onkelinx T., Dochy O., Vermeersch G. & Devos K. (2024). Trends op basis van de Algemene Broedvogelmonitoring Vlaanderen (ABV): Technisch achtergrondrapport voor de periode 2007-2023. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2024, Nr. 15. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. https://doi.org/10.21436/inbor.102669823.

Oosterveld E. (2011). Weidevogels en predatie, een literatuuroverzicht. Unpublished. https://doi.org/10.13140/RG.2.1.4491.6328.

Oosterveld E. (2022). Predatie bij weidevogels en de betekenis van Vos en Zwarte kraai. A&W-notitie 22-288. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden.

Oosterveld E., Bruinzeel L. & Wymenga E. (2014). Ecologie van weidevogels - kennisbundeling voor bescherming en beheer. Unpublished. https://doi.org/10.13140/RG.2.1.2525.5521.

Oosterveld E., Mulder J., de Hoop P. & Davids L. (2017). Predatie en predatoren bij weidevogels in Noordwest-Overijssel. A&W-rapport 2236. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden.

Oosterveld E.B., de Hoop P. & van der Heide Y. (2018). Predatie en reproductie bij weidevogels in de Medenertilster- en Fransumerpolder (Gr) in 2017. Nr. A&W-rapport 2359. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden.

Orlowski G., Czarnecka J. & Zmihorski M. (2011). The effect of the grey partridge (Perdix perdix) on weed seed predation and seed dispersal in agricultural landscapes. Journal of Ornithology 152 (4): 795-801.

Orta J., Boesman P.F.D. & Marks J.S. (2020a). Eurasian Kestrel (Falco tinnunculus). In: Billerman S.M., Keeney B.K., Rodewald P.G. & Schulenberg T.S. (eds.). Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology. https://doi.org/10.2173/bow.eurkes.01.

Orta J., Boesman P.F.D., Marks J.S. & Garcia E. (2022). Common Buzzard (Buteo buteo). In: Billerman S.M., Keeney B.K., Rodewald P.G. & Schulenberg T.S. (eds.). Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology. https://doi.org/10.2173/bow.combuz1.01.1.

Orta J., Boesman P.F.D., Marks J.S., Garcia E. & Kirwan G.M. (2020b). Western Marsh Harrier (Circus aeruginosus), version 1.0. Birds of the World. https://doi.org/10.2173/bow.wemhar1.01species_shared.bow.project_name.

Orta J., Kirwan G.M., Boesman P.F.D., Marks J.S., Garcia E. & Sharpe C. (2020c). Hen Harrier (Circus cyaneus). In: Billerman S.M., Keeney B.K., Rodewald P.G. & Schulenberg T.S. (eds.). Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology. https://doi.org/10.2173/bow.norhar1.01.

Osgyan W. (1994). Erfolreich mit Büchse, Flinte und Falle Raubwild bejagen. Nimrod Verlag (Bothel): 176.

Ottens H.J., Wiersma P., Kusters T., & Dijkstra B (2021). Nestbescherming en habitatgebruik van gezenderde kuikens geven inzichten voor bescherming van Drentse Wulpen. LIMOSA 94 (1): 30-42.

Padial J.M., Avila E. & Sanchez J.M. (2002). Feeding habits and overlap among red fox (*Vulpes vulpes*) and stone marten (*Martes foina*) in two Mediterranean mountain habitats. Mammalian Biology 67 (3): 137-146. https://doi.org/10.1078/1616-5047-00021.

Pallemaerts L., Van Den Berge K., Rutten A., Casaer J., Huysentruyt F., Dupont S., Baert K. & Cartuyvels E. (2023). Literatuurstudie naar het diervriendelijk gebruik van vangkooien. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. https://doi.org/10.21436/inbor.91424353.

Palomares F. & Caro T.M. (1999). Interspecific Killing among Mammalian Carnivores. The American Naturalist 153 (5): 492-508. https://doi.org/10.1086/303189.

Panek M. (1997). Density-dependent brood production in the Grey Partridge *Perdix perdix* in relation to habitat quality. Bird Study 44 (2): 235-238. https://doi.org/10.1080/00063659709461059.

Panek M. (2002). Space use, nesting sites and breeding success of grey partridge (Perdix perdix) in two agricultural management systems in western Poland. Game and Wildlife Science 19: 313-326.

Panek M. (2005). Demography of grey partridges Perdix perdix in Poland in the years 1991–2004: reasons of population decline. European Journal of Wildlife Research 51 (1): 14-18. https://doi.org/10.1007/s10344-005-0079-y.

Papakosta M., Kitikidou K., Bakaloudis D. & Vlachos C. (2014). Dietary variation of the stone marten (Martes foina): A meta-analysis approach. Wildlife Biology in Practice 10 (2): 293. https://doi.org/10.2461/wbp.2014.10.11.

Parish D. (2021). Update on the role of badgers in wader clutch predation at Auchnerran. In: Auchnerran Blog. https://www.gwct.org.uk/blogs/auchnerran-blog/2021/may/update-on-the-role-of-badgers-in-wader-clutch-predation-at-auchnerran/.

Park K.J., Graham K.E., Calladine J. & Wernham C.W. (2008). Impacts of birds of prey on gamebirds in the UK: a review. Ibis 150 (s1): 9-26. https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2008.00847.x.

Parr R. (1993). Nest predation and numbers of Golden Plovers *Pluvialis apricaria* and other moorland waders. Bird Study 40 (3): 223-231. https://doi.org/10.1080/00063659309477187.

Parrott D. (2015). Impacts and management of common buzzards Buteo buteo at pheasant Phasianus colchicus release pens in the UK: a review. European Journal of Wildlife Research 61 (2): 181-197. https://doi.org/10.1007/s10344-014-0893-1.

Parsons M.H., Banks P.B., Deutsch M.A. & Munshi-South J. (2018). Temporal and Space-Use Changes by Rats in Response to Predation by Feral Cats in an Urban Ecosystem. Frontiers in Ecology and Evolution 6. https://doi.org/10.3389/fevo.2018.00146.

PECBMS (s.d. a). Species trends Accipiter nisus. In: Pan European Common Bird Monitoring Scheme. https://pecbms.info/trends-and-indicators/species-trends/species/accipiter-nisus/ (geraadpleegd 12 maart 2025).

PECBMS (s.d. b). Species trends Alauda arvensis. In: PECBMS. https://pecbms.info/trends-and-indicators/species-trends/ (geraadpleegd 13 februari 2025).

PECBMS (s.d. c). Species trends Buteo buteo. In: Pan European Common Bird Monitoring Scheme. https://pecbms.info/trends-and-indicators/species-trends/species/buteo-buteo/ (geraadpleegd 12 maart 2025).

PECBMS (s.d. d). Species trends Circus aeruginosus. In: Pan European Common Bird Monitoring Scheme. https://pecbms.info/trends-and-indicators/species-trends/species/circus-aeruginosus/ (geraadpleegd 12 maart 2025).

PECBMS (s.d. e). Species trends Falco tinnunculus. In: Pan European Common Bird Monitoring Scheme. https://pecbms.info/trends-and-indicators/species-trends/species/falco-tinnunculus/.

Pe'er G., Dicks L.V., Visconti P., Arlettaz R., Báldi A., Benton T.G., Collins S., Dieterich M., Gregory R.D., Hartig F., Henle K., Hobson P.R., Kleijn D., Neumann R.K., Robijns T., Schmidt J., Shwartz A.,

Sutherland W.J., Turbé A., Wulf F. & Scott A.V. (2014). EU agricultural reform fails on biodiversity. Science 344 (6188): 1090-1092. https://doi.org/10.1126/science.1253425.

Peery M. & Henry R. (2010). Recovering Marbled Murrelets via corvid management: a population viability analysis approach. Biological Conservation - BIOL CONSERV 143. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.04.024.

Pegel M. (1987). Das Rebhuhn (Perdix perdix L) im Beziehungsgefuge seiner Um- and Mitweltfaktoren. Arbetskreis Wildbiologie und Jagdwissenschaft an der Justus-Liebig-Universitat Giessen 18 (121).

Pérez Granados C. & Traba J. (2021). Estimating bird density using passive acoustic monitoring: A review of methods and suggestions for further research. Ibis. https://doi.org/10.1111/ibi.12944.

Petersen B.S. (2006). European Union Management Plan 2009-2011 – Lapwing Vanellus vanellus. Nr. Technical Report-2009 – 033. DDH Consulting. Roskilde, Denmark. https://doi.org/10.1126/science.1241484.

Petersen F., De Bruyn L.D., Scheppers T., Buner F., Dumpe L., Ewald J., Gottschalk E., Hubbard C., Cnuts M., Devisscher S., Devos K., Dhaluin P., Gelaude E., Mistiaen R., Neukermans A., Onkelinx T., Oost F., Oostinga N., Parish D., Pijcke J., Sloothaak J., T'Jollyn F., Torrance F., Colen W.V., Straat S. van der, Walle M.V.D., Vanhuyse K., Vercammen J., Verstraete H., Verzelen Y., Vreugdenhil C., Wackenier M. & Wieland A. (2023). PARTRIDGE monitoring: Results from the monitoring programme of the Interreg North Sea Region PARTRIDGE project. https://doi.org/10.21436/inbor.98449677.

Petrov P. & Popova E. (2016). Niche Partitioning among the Red Fox Vulpes vulpes (L.), Stone Marten Martes foina (Erxleben) and Pine Marten Martes martes (L.) in Two Mountains in Bulgaria. Acta Zoologica Bulgarica 68: 375-390.

Petty S.J., Anderson D.I.K., Davison M., Little B., Sherratt T.N., Thomas C.J. & Lambin X. (2003). The decline of Common Kestrels Falco tinnunculus in a forested area of northern England: the role of predation by Northern Goshawks Accipiter gentilis. Ibis 145 (3): 472-483. https://doi.org/10.1046/j.1474-919X.2003.00191.x.

Pianka E.R. (1970). On r- and K-Selection. The American Naturalist 104 (940): 592-597.

Pita R., Mira A., Moreira F., Morgado R. & Beja P. (2009). Influence of landscape characteristics on carnivore diversity and abundance in Mediterranean farmland. Agriculture, Ecosystems & Environment 132 (1-2): 57-65. https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.02.008.

Polis G.A., Myers C.A. & Holt R.D. (1989). The ecology and evolution of intraguild predation: potential competitors that eat each other. Annual review of ecology and systematics 297-330.

Pons J. & Pausas J.G. (2008). Modelling jay (Garrulus glandarius) abundance and distribution for oak regeneration assessment in Mediterranean landscapes. Forest Ecology and Management 256 (4): 578-584. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.05.003.

Ponz A., Gil-Delgado J.A. & Barba E. (1999). Factors Affecting Prey Preparation by Adult Magpies Feeding Nestlings. The Condor 101 (4): 818-823. https://doi.org/10.2307/1370069.

Poole D. (2002). Effectiveness of two types of electric fence for excluding the Red Fox (Vulpes vulpes). Mammal review 32 (1): 51-57.

Popsig J. (2024). Hoe bescherm je de grutto? Deze kuikens zijn kattenvoer. ukrant.nl.

Potts G. (1986). The partridge. Pesticides, predation and conservation. https://www.cabidigitallibrary.org/doi/full/10.5555/19870842551.

Potts G.D. (2012). Partridges: Countryside Barometer (Collins New Naturalist Library, Book 121). Vol. 121. HarperCollins UK.

Potts G.R. (1980). The Effects of Modern Agriculture, Nest Predation and Game Management on the Population Ecology of Partridges (Perdix perdix and Alectoris rufa). In: MacFadyen A. (ed.). Advances in Ecological Research, Vol. 11. p. 1-79. https://doi.org/10.1016/S0065-2504(08)60266-4.

Praus L., Hegemann A., Tieleman B.I. & Weidinger K. (2014). Predators and predation rates of Skylark Alauda arvensis and Woodlark Lullula arborea nests in a semi-natural area in The Netherlands. Ardea 102 (1): 87-94.

Praus L. & Weidinger K. (2010). Predators and nest success of Sky Larks *Alauda arvensis* in large arable fields in the Czech Republic. Bird Study 57 (4): 525-530. https://doi.org/10.1080/00063657.2010.506208.

Praus L. & Weidinger K. (2015). Breeding Biology of Skylarks Alauda arvensis in Maize and Other Crop Fields. Acta Ornithologica 50 (1): 59-68. https://doi.org/10.3161/00016454AO2015.50.1.007.

Preininger D., Schoas B., Kramer D. & Boeckle M. (2019). Waste Disposal Sites as All-You-Can Eat Buffets for Carrion Crows (Corvus corone). Animals 9: 1-15. https://doi.org/10.3390/ani9050215.

Preisser E.L. & Bolnick D.I. (2008). The Many Faces of Fear: Comparing the Pathways and Impacts of Nonconsumptive Predator Effects on Prey Populations. PLOS ONE 3 (6): e2465. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0002465.

Preisser E.L., Bolnick D.I. & Benard M.E. (2005). Scared to Death? The Effects of Intimidation and Consumption in Predator-Prey Interactions. Ecology 86 (2): 501-509.

Price C.J. & Banks P.B. (2012). Exploiting olfactory learning in alien rats to protect birds' eggs. Proceedings of the National Academy of Sciences 109 (47): 19304-19309. https://doi.org/10.1073/pnas.1210981109.

Prugh L. & Sivy K. (2020). Enemies with benefits: integrating positive and negative interactions among terrestrial carnivores. Ecology Letters 23 (5): 908-918.

Puigcerver M., Gallego S., Rodriguez-Teijeiro J.D. & Senar J.C. (1992). Survival and mean life span of the quail Coturnix c. coturnix. Bird study 39 (2): 120-123.

Puigcerver M., Sardà-Palomera F. & Rodríguez-Teijeiro J.D. (2022). Codorniz común–Coturnix coturnix (Linnaeus, 1758). In: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC-Museo Nacional de Ciencias Naturales (MNCN), Madrid.

Puigcerver M., Vinyoles D. & Rodríguez-Teijeiro J.D. (2007). Does restocking with Japanese quail or hybrids affect native populations of common quail *Coturnix coturnix*? Biological Conservation 136 (4): 628-635. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.01.007.

Purger J., Kurucz K., Sz C. & Batary P. (2012a). Do different plasticine eggs in artificial ground nests influence nest survival. Acta zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae 58: 369-378.

Purger J.J., Kurucz K., Tóth Á. & Batáry P. (2012b). Coating plasticine eggs can eliminate the overestimation of predation on artificial ground nests. Bird Study 59 (3): 350-352. https://doi.org/10.1080/00063657.2012.684550.

Putman R.J. (1984). Facts from faeces. Mammal Review 14 (2): 79-97. https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.1984.tb00341.x.

Püttmanns M., Böttges L., Filla T., Lehmann F., Martens A.S., Siegel F., Sippel A., Von Bassi M., Balkenhol N., Waltert M. & Gottschalk E. (2022). Habitat use and foraging parameters of breeding Skylarks indicate no seasonal decrease in food availability in heterogeneous farmland. Ecology and Evolution 12 (1): e8461. https://doi.org/10.1002/ece3.8461.

Rangen S.A., Clark R.G. & Hobson K.A. (2000). Visual and Olfactory Attributes of Artificial Nests. The Auk 117 (1): 136-146.

Rasmussen S.L., Berg T.B., Dabelsteen T. & Jones O.R. (2019). The ecology of suburban juvenile European hedgehogs (Erinaceus europaeus) in Denmark. Ecology and Evolution 9 (23): 13174-13187. https://doi.org/10.1002/ece3.5764.

Rasmussen S.L., Berg T.B., Martens H.J. & Jones O.R. (2023). Anyone Can Get Old—All You Have to Do Is Live Long Enough: Understanding Mortality and Life Expectancy in European Hedgehogs (Erinaceus europaeus). Animals 13 (4): 626. https://doi.org/10.3390/ani13040626.

Ratcliffe D. (1980). The Peregrine Falcon. Harrell Books.

Ratcliffe N., Craik C., Helyar A., Roy S. & Scott M. (2008). Modelling the benefits of American Mink Mustela vison management options for terns in west Scotland. Ibis 150: 114-121.

Ratcliffe N., Houghton D., Mayo A., Smith T. & Scott M. (2006). The breeding biology of terns on the western isles in relation to mink eradication. Atlantic seabirds 8 (3): 127-135.

Read J. & Bowen Z. (2001). Population dynamics, diet and aspects of the biology of feral cats and foxes in arid South Australia. Wildlife Research 28 (2): 195-203. https://doi.org/10.1071/wr99065.

Redpath S.M. & Thirgood S.J. (1999). Numerical and functional responses in generalist predators: hen harriers and peregrines on Scottish grouse moors. Journal of Animal Ecology 68 (5): 879-892.

Redpath S.M., Thirgood S.J. & Leckie F.M. (2001). Does supplementary feeding reduce predation of red grouse by hen harriers? Journal of Applied Ecology 38 (6): 1157-1168.

Regehr H. & Montevecchi W. (1997). Interactive effects of food shortage and predation on breeding failure of Black-legged Kittiwakes: indirect effects of fisheries activities and implications for indicator species. Marine Ecology-progress Series - MAR ECOL-PROGR SER 155. https://doi.org/10.3354/meps155249.

Reif V., Jungell S., Korpimäki E., Tornberg R. & Mykrä-Pohja S. (2004). Numerical response of common buzzards and predation rate of main and alternative prey under fluctuating food conditions. Annales Zoologici Fennici 41.

Reino L., Porto M., Morgado R., Carvalho F., Mira A. & Beja P. (2010). Does afforestation increase bird nest predation risk in surrounding farmland? Forest Ecology and Management 260 (8): 1359-1366. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.032.

Reitz F., Goff E. le & Fuzeau M. (2002). Landscape selection by grey partridge (Perdix perdix) for nesting in the fields of French cereal agrosystems.

Reitz F., Mayot P., Léonard Y. & Mettaye G. (1993). Importance de la prédation dans les causes de mortalité printanière et estivale de la perdrix grise (Perdix perdix) en petite Beauce du Loir-et-Cher. In: Actes du colloque prédation et gestion des prédateurs, ONCUNFDC, France. p. 63-70.

Reynolds J. (1991). Hints for using Larsen traps. Game & Wildlife Conservation Trust, Fordingbridge. https://www.gwct.org.uk/media/372992/Larsen-use-guidelines-2014.pdf.

Reynolds J. & Tapper S. (1996). Control of mammalian predators in game management and conservation. Mammal review 26 (2-3): 127-155.

Reynolds J.C. (2000). Fox control in the countryside. Game Conservancy Trust.

Richards R.L., Drake J.M. & Ezenwa V.O. (2022). Do predators keep prey healthy or make them sicker? A meta-analysis. Ecology Letters 25 (2): 278-294. https://doi.org/10.1111/ele.13919.

Richardson T.W., Gardali T. & Jenkins S.H. (2010). Review and Meta-Analysis of Camera Effects on Avian Nest Success. The Journal of Wildlife Management 73 (2): 287-293. https://doi.org/10.2193/2007-566.

Rigal S., Dakos V., Alonso H., Auniņš A., Benkő Z., Brotons L., Chodkiewicz T., Chylarecki P., de Carli E., del Moral J.C., Domşa C., Escandell V., Fontaine B., Foppen R., Gregory R., Harris S., Herrando S., Husby M., Ieronymidou C., Jiguet F., Kennedy J., Klvaňová A., Kmecl P., Kuczyński L., Kurlavičius P., Kålås J.A., Lehikoinen A., Lindström Å., Lorrillière R., Moshøj C., Nellis R., Noble D., Eskildsen D.P., Paquet J.-Y., Pélissié M., Pladevall C., Portolou D., Reif J., Schmid H., Seaman B., Szabo Z.D., Szép T., Florenzano G.T., Teufelbauer N., Trautmann S., van Turnhout C., Vermouzek Z., Vikstrøm T., Voříšek P., Weiserbs A. & Devictor V. (2023). Farmland practices are driving bird population decline across Europe. Proceedings of the National Academy of Sciences 120 (21): e2216573120. https://doi.org/10.1073/pnas.2216573120.

Riley S., Carpenter L., Organ J., Siemer W., Mattfeld G. & Parsons G. (2002). The Essence of Wildlife Management. Wildlife Society Bulletin 30: 585-593. https://doi.org/10.2307/3784519.

Ringler D., Russell J.C. & Le Corre M. (2015). Trophic roles of black rats and seabird impacts on tropical islands: Mesopredator release or hyperpredation? Special Issue on Tropical Island Conservation: Rat Eradication for Species Recovery 185: 75-84. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.12.014.

Ripple W.J. & Beschta R.L. (2012). Trophic cascades in Yellowstone: The first 15 years after wolf reintroduction. Biological Conservation 145 (1): 205-213. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.11.005.

Ripple W.J., Estes J.A., Beschta R.L., Wilmers C.C., Ritchie E.G., Hebblewhite M., Berger J., Elmhagen B., Letnic M., Nelson M.P., Schmitz O.J., Smith D.W., Wallach A.D. & Wirsing A.J. (2014). Status and Ecological Effects of the World's Largest Carnivores. Science 343 (6167): 1241484. https://doi.org/10.1126/science.1241484.

Roodbergen M., Schekkerman H., Teunissen W.A. & Oosterveld E. (2010). De invloed van beheer en predatie op de overleving van weidevogelkuikens in Friesland. SOVON-onderzoeksrapport, Nr. 2010/12. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Nederland, Nijmegen.

Roodbergen M., van der Jeugd H., van der Wal J., van Els P. & Teunissen W. (2018). Jaar van de Kievit. Nr. Sovon-rapport 2018/27. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen, Nederland.

Roos S. & Pärt T. (2004). Nest predators affect spatial dynamics of breeding red-backed shrikes (Lanius collurio). Journal of Animal Ecology 117-127.

Roos S., Smart J., Gibbons D.W. & Wilson J.D. (2018). A review of predation as a limiting factor for bird populations in mesopredator-rich landscapes: a case study of the UK. Biological Reviews 93 (4): 1915-1937.

Roper J.J. (1992). Nest Predation Experiments with Quail Eggs: Too Much to Swallow? Oikos 65 (3): 528-530. https://doi.org/10.2307/3545570.

Rösner S. & Selva N. (2005). Use of the bait-marking method to estimate the territory size of scavenging birds: A case study on ravens Corvus corax. Wildlife Biology 11: 183-191. https://doi.org/10.2981/0909-6396(2005)11[183:UOTBMT]2.0.CO;2.

Rösner S., Selva N., Müller T., Pugacewicz E. & Laudet F. (2005). Raven Corvus corax ecology in a primeval temperate forest. Bogucki Wyd. Nauk., Poznan.

Rowcliffe J.M., Field J., Turvey S.T. & Carbone C. (2008). Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. Journal of Applied Ecology 45 (4): 1228-1236. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01473.x.

RRAC (2012). Field Trial to Evaluate the Efficacy of Rodenticide Baits for the Control of Rats (Rattus norvegicus). RRACStandard Protocol.

RSPB (2018). The conservationist's dilemma - an update on the science, policy and practice of the impact of predators on wild birds (10). In: RSPB Community Blog. https://community.rspb.org.uk/ourwork/b/actionfornature/posts/the-conservationist-s-dilemma---an-update-on-the-science-policy-and-practice-of-the-impact-of-predators-on-wild-birds-10.

Ruette S. & Albaret M. (2011). Reproduction of the red fox Vulpes vulpes in western France: does staining improve estimation of litter size from placental scar counts? European Journal of Wildlife Research 57: 555-564.

Ruette S., Stahl P. & Albaret M. (2003). Applying distance-sampling methods to spotlight counts of red foxes. Journal of Applied Ecology 40 (1): 32-43. https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2003.00776.x.

Runge M., Converse S.J., Lyons J. & Smith D. (2020). Structured decision making: Case studies in natural resource management. Johns Hopkins University Press. https://doi.org/10.1353/book.74951.

Runge M.C., Grand J.B. & Michell M.S. (2013). Sturctured Decision Making. In: Wildlife Management & Conservation. The John Hopkins University Press, Baltimore.

Rushton S.P., Shirley M.D.F., Macdonald D.W. & Reynolds J.C. (2006). Effects of Culling Fox Populations at the Landscape Scale: A Spatially Explicit Population Modeling Approach. Journal of Wildlife Management 70 (4): 1102-1110. https://doi.org/10.2193/0022-541X(2006)70[1102:EOCFPA]2.0.CO;2.

Rutten A., Casaer J., Swinnen K.R.R., Herremans M. & Leirs H. (2019). Future distribution of wild boar in a highly anthropogenic landscape: Models combining hunting bag and citizen science data. Ecological Modelling 411: 108804. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2019.108804.

Rutten J. (2004). Grauwe gors. In: Atlas van de Vlaamse broedvogels 2000-2002., Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud, Nr. Nr. 23. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel, p. 452- 453.

Saad S.M., Sanderson R., Robertson P. & Lambert M. (2021). Effects of supplementary feed for game birds on activity of brown rats Rattus norvegicus on arable farms. Mammal Research 66 (1): 163-171. https://doi.org/10.1007/s13364-020-00539-2.

Sage R.B. & Aebischer N.J. (2017). Does best-practice crow Corvus corone and magpie Pica pica control on UK farmland improve nest success in hedgerow-nesting songbirds? A field experiment. Wildlife Biology 1: 1-10.

Šálek M. & Smilauer P. (2002). Predation on Northern Lapwing Vanellus vanellus nests: The effect of population density and spatial distribution of nests. Ardea -Wageningen- 90: 51-60.

Salgado I. (2018). Is the raccoon (Procyon lotor) out of control in Europe? Biodiversity and Conservation 27 (9): 2243-2256. https://doi.org/10.1007/s10531-018-1535-9.

Sanchez-Donoso I., Morales-Rodriguez P.A., Puigcerver M., Caballero de la Calle J.R., Vilà C. & Rodríguez-Teijeiro J.D. (2016). Postcopulatory sexual selection favors fertilization success of restocking hybrid quails over native Common quails (Coturnix coturnix). Journal of Ornithology 157 (1): 33-42. https://doi.org/10.1007/s10336-015-1242-1.

Sánchez-García C., Buner F.D. & Aebischer N.J. (2015). Supplementary winter food for gamebirds through feeders: Which species actually benefit? The Journal of Wildlife Management 79 (5): 832-845. https://doi.org/10.1002/jwmg.889.

Sandercock B.K., Nilsen E.B., Brøseth H. & Pedersen H.C. (2011). Is hunting mortality additive or compensatory to natural mortality? Effects of experimental harvest on the survival and cause-specific mortality of willow ptarmigan: Harvest and ptarmigan survival. Journal of Animal Ecology 80 (1): 244-258. https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2010.01769.x.

Sanderson F.J., Pople R.G., Ieronymidou C., Burfield I.J., Gregory R.D., Willis S.G., Howard C., Stephens P.A., Beresford A.E. & Donald P.F. (2016). Assessing the Performance of EU Nature Legislation in Protecting Target Bird Species in an Era of Climate Change. Conservation Letters 9 (3): 172-180. https://doi.org/10.1111/conl.12196.

Santangeli A., Lehikoinen A., Bock A., Peltonen-Sainio P., Jauhiainen L., Girardello M. & Valkama J. (2018). Stronger response of farmland birds than farmers to climate change leads to the emergence of an ecological trap. Biological Conservation 217: 166-172. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.11.002.

Santilli F. & Senserini D. (2016). Potential impact of Wild boar (Sus scrofa) on Pheasant (Phasianus colchicus) nesting success. Wildlife Biology in Practice 12. https://doi.org/10.2461/wbp.2016.12.4.

Sarà M. & Busalacchi B. (2010). Diet and feeding habits of nesting and non-nesting ravens (Corvus corax) on a Mediterranean island (Vulcano, Eolian archipelago). Ethology Ecology & Evolution April 2003: 119-131. https://doi.org/10.1080/08927014.2003.9522677.

Sarmento P., Cruz J., Eira C. & Fonseca C. (2009). Evaluation of Camera Trapping for Estimating Red Fox Abundance. The Journal of Wildlife Management 73 (7): 1207-1212. https://doi.org/10.2193/2008-288.

Saunier M., Amy M., Barbraud C., Pinet P., Ringler D., Russell J.C. & Le Corre M. (2022). Seabird predation effects and population viability analysis indicate the urgent need for rat eradication from Europa Island, western Indian Ocean. Avian Conservation and Ecology 17 (1): art32. https://doi.org/10.5751/ACE-02174-170132.

Sausse C., Baux A., Bertrand M., Bonnaud E., Canavelli S., Destrez A., Klug P.E., Olivera L., Rodriguez E., Tellechea G. & Zuil S. (2021). Contemporary challenges and opportunities for the management of bird damage at field crop establishment. Crop Protection 148: 105736. https://doi.org/10.1016/j.cropro.2021.105736.

Scheinin S., Yom-Tov Y., Motro U. & Geffen E. (2006). Behavioural responses of red foxes to an increase in the presence of golden jackals: a field experiment. Animal Behaviour 71 (3): 577-584. https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2005.05.022.

Schekkerman H., Teunissen W. & Oosterveld E. (2005). Broedsucces van grutto's bij agrarisch mozaïekbeheer in 'Nederland Gruttoland'. Sovon- onderzoeksrapport 2005-10 / A&W-rapport 783, Nr. Alterra-rapport 1291. Alterra, Wageningen.

Schekkerman H., Teunissen W. & Oosterveld E. (2009). Mortality of Black-tailed Godwit Limosa limosa and Northern Lapwing Vanellus vanellus chicks in wet grasslands: influence of predation and agriculture. Journal of Ornithology 150 (1): 133-145. https://doi.org/10.1007/s10336-008-0328-4.

Scheppers T. & Casaer J. (2008). Wildbeheereenheden Statistieken. Mededeling van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Nr. 9. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Scheppers T. & Casaer J. (2012). Overzicht van mogelijke telmethoden voor everzwijn - Een literatuurstudie. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2012, Nr. 5. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. https://www.vlaanderen.be/publicaties/overzicht-van-mogelijke-telmethoden-voor-everzwijn-een-literatuurstudie.

Scheppers T., Casaer J. & De Smet L. (2014). Advies betreffende criteria voor patrijsvriendelijk beheer. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Nr. INBO.A.3126. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.

Scheppers T., Dochy O., Devos K. & Onkelinx T. (2024). Advies over de staat van instandhouding en het afschot van kraaiachtigen en spreeuw. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.

Scheppers T., Dockx R., Carmen R., Petersen F., Van Daele T., Neukermans A., Vercammen J., Devisscher S. & Gelaude E. (in voorbereiding). Populatiedynamiek van de patrijs in Vlaanderen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2025. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Scheppers T., Verzelen Y., Devos K., Huysentruyt F., Casaer J., Adriaens T., De Bruyn L., Van Den Berge K., Van Daele T. & Vermeersch G. (2019). De impact van jacht op patrijzenpopulaties: Wat kunnen populatiemodellen ons leren? Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. https://doi.org/10.21436/inbor.15402520.

Schmitz O.J., Hawlena D. & Trussell G.C. (2010). Predator control of ecosystem nutrient dynamics. Ecology Letters 13 (10): 1199-1209. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01511.x.

Schwartz A.L.W., Williams H.F., Chadwick E., Thomas R.J. & Perkins S.E. (2018). Roadkill scavenging behaviour in an urban environment. Journal of Urban Ecology 4 (1). https://doi.org/10.1093/jue/juy006.

Seibold S., Gossner M.M., Simons N.K., Blüthgen N., Müller J., Ambarlı D., Ammer C., Bauhus J., Fischer M., Habel J.C., Linsenmair K.E., Nauss T., Penone C., Prati D., Schall P., Schulze E.-D., Vogt J., Wöllauer S. & Weisser W.W. (2019). Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. Nature 574 (7780): 671-674. https://doi.org/10.1038/s41586-019-1684-3.

Selås V. (2001). Predation on reptiles and birds by the common buzzard, <i>Buteo buteo</i>, in relation to changes in its main prey, voles. Canadian Journal of Zoology. https://www.academia.edu/57093933/Predation_on_reptiles_and_birds_by_the_common_buzzard_i_Buteo_buteo_i_in_relation_to_changes_in_its_main_prey_voles.

Selås V., Tveiten R. & Aanonsen O.M. (2007). Diet of Common Buzzards Buteo buteo in southern Norway determined from prey remains and video recordings. Ornis Fennica 84 (3): 97-104.

Selonen V., Banks P.B., Tobajas J. & Laaksonen T. (2022). Protecting prey by deceiving predators: A field experiment testing chemical camouflage and conditioned food aversion. Biological Conservation 275: 109749. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2022.109749.

Selva N., Berezowska-Cnota T. & Elguero-Claramunt I. (2014). Unforeseen Effects of Supplementary Feeding: Ungulate Baiting Sites as Hotspots for Ground-Nest Predation. PLOS ONE 9 (3): e90740. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0090740.

Sergio F. & Hiraldo F. (2008). Intraguild predation in raptor assemblages: a review. Ibis 150 (s1): 132-145. https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2008.00786.x.

Sharp T. (2012). National Code of Practice for the humane control of feral cats. In: PestSmart website. https://pestsmart.org.au/toolkit-resource/code-of-practice-feral-cats/ (geraadpleegd 6 maart 2025).

Sharps E., Smart J., Mason L.R., Jones K., Skov M.W., Garbutt A. & Hiddink J.G. (2017). Nest trampling and ground nesting birds: Quantifying temporal and spatial overlap between cattle activity and breeding redshank. Ecology and Evolution 7 (16): 6622-6633. https://doi.org/10.1002/ece3.3271.

Sharps E., Smart J., Skov M.W., Garbutt A. & Hiddink J.G. (2015). Light grazing of saltmarshes is a direct and indirect cause of nest failure in Common Redshank *T ringa totanus* . Ibis 157 (2): 239-249. https://doi.org/10.1111/ibi.12249.

Sheldon W.G. (1949). A Trapping and Tagging Technique for Wild Foxes. The Journal of Wildlife Management 13 (3): 309. https://doi.org/10.2307/3795875.

Shores C.R., Dellinger J.A., Newkirk E.S., Kachel S.M. & Wirsing A.J. (2019). Mesopredators change temporal activity in response to a recolonizing apex predator. Behavioral Ecology 30 (5): 1324-1335. https://doi.org/10.1093/beheco/arz080.

Sidorovich V. (2011). Analysis of vertebrate predator-prey community. Studies within the European Forest zone in terrains with transitional mixed forest in Belarus.

Sidorovich V., Gouwy J. & Rotenko I. (2018). Unknown Eurasian lynx Lynx lynx: New findings on the species ecology and behaviour. Boek niet door INBO uitgegeven.

Sirén A., Pekins P., Abdu P. & Ducey M. (2016). Identification and Density Estimation of American Martens (Martes americana) Using a Novel Camera-Trap Method. Diversity 8 (1): 3. https://doi.org/10.3390/d8010003.

Sivy K., Pozzanghera C., Colson K., Mumma M. & Prugh L. (2017a). Apex predators and the facilitation of resource partitioning among mesopredators. Oikos 127. https://doi.org/10.1111/oik.04647.

Sivy K.J., Pozzanghera C.B., Grace J.B. & Prugh L.R. (2017b). Fatal Attraction? Intraguild Facilitation and Suppression among Predators. The American Naturalist 190 (5): 663-679. https://doi.org/10.1086/693996.

Slagsvold T. (1978). Is it possible to reduce a dense Hooded Crow Corvus corone cornix population in a woodland area and what does it cost? Cinclus (1): 37-47.

Slagsvold T. (1980). Habitat Selection in Birds: On the Presence of Other Bird Species with Special Regard to Turdus pilaris. Journal of Animal Ecology 49 (2): 523-536. https://doi.org/10.2307/4261.

Smart J. (2005). Strategies for Sea-level Rise Mitigation for Breeding Redshank. University of East Anglia School of Environmental. https://books.google.be/books?id=El7ExQEACAAJ.

Smart J. & Gill J.A. (2003). Climate change and the potential impact on breeding waders in the UK. Wader Study Group Bulletin 100 (1): 18.

Smedshaug C.A., Selås V., Lund S.E. & Sonerud G.A. (1999). The effect of a natural reduction of red fox Vulpes vulpes on small game hunting bags in Norway. Wildlife Biology 5 (3): 157-166. https://doi.org/10.2981/wlb.1999.020.

Smith K.G., Nunes A.L., Aegerter J., Baker S., Di Silvestre I., Ferreira C., Griffith M., Lane J., Muir A., Binding S., Broadway M., Robertson P.A., Scalera R., Adriaens T., Åhlén P.-A., Aliaga A., Baert K., Bakaloudis D., Bertolino S., Briggs L., Cartuyvels E., Dahl F., D'hondt B., Eckert M., Gethöffer F., Gojdičová E., Huysentruyt F., Jelić D., Lešová A., Lužnik M., Moreno L., Nagy G., Poledník L., Preda C., Skorupski J., Telnov D., Trichkova T., Verreycken H. & Vucić M. (2022). A manual for the management of vertebrate invasive alien species of Union concern, incorporating animal welfare. 1st Edition.: Technical report prepared for the European Commission within the framework of the contract no. 07.027746/2019/812504/SER/ENV.D.2. Vol. 2022.

Smith R.K., Pullin A.S., Stewart G.B. & Sutherland W.J. (2010). Effectiveness of predator removal for enhancing bird populations. Conservation Biology 24 (3): 820-829.

Smith R.K., Pullin A.S., Stewart G.B. & Sutherland W.J. (2011). Is nest predator exclusion an effective strategy for enhancing bird populations? Biological conservation 144 (1): 1-10.

Söderström B., Pärt T. & Rydén J. (1998). Different nest predator faunas and nest predation risk on ground and shrub nests at forest ecotones: An experiment and a review. Oecologia 117: 108-118. https://doi.org/10.1007/s004420050638.

Soga M. & Gaston K.J. (2018). Shifting baseline syndrome: causes, consequences, and implications. Frontiers in Ecology and the Environment 16 (4): 222-230. https://doi.org/10.1002/fee.1794.

Soler M. & Soler J.J. (1996). Effects of experimental food provisioning on reproduction in the Jackdaw Corvus monedula, a semi-colonial species. Ibis 138 (3): 377-383.

Sotherton N.W. (1998). Land use changes and the decline of farmland wildlife: An appraisal of the set-aside approach. Biological Conservation, Conservation Biology and Biodiversity Strategies 83 (3): 259-268. https://doi.org/10.1016/S0006-3207(97)00082-7.

Sotillo A., Baert J.M., Müller W., Stienen E.W.M., Soares A.M.V.M. & Lens L. (2019a). Time and energy costs of different foraging choices in an avian generalist species. Movement Ecology 7 (41).

Sotillo A., Baert J.M., Müller W., Stienen E.W.M., Soares A.M.V.M. & Lens L. (2019b). Recently-adopted foraging strategies constrain early chick development in a coastal breeding gull. PeerJ 7: e7250. https://doi.org/10.7717/peerj.7250.

Southwood E., Richard T. & Cross D.J. (2002). Food requirements of grey partridge Perdix perdix chicks. Wildlife Biology 8 (3): 175-183.

Sovon (2016). Jaar van de Kievit. https://www.sovon.nl/nl/jaarvandekievit.

Sovon (2021). Sovon Vogelonderzoek Nederland, 2021. Verschenen of verdwenen, ruim een eeuw Nederlandse vogels in beweging. Kosmos Uitgevers, Utrecht/Antwerpen, 320 blz. p.

Sovon (2025). Waar bidt de Torenvalk? https://sovon.nl/tellen/telprojecten/jaar-van-de-torenvalk/waar-bidt-de-torenvalk.

Sovon (s.d. a). Blauwe Kiekendief. In: Sovon Vogelonderzoek. https://stats.sovon.nl/blauwe-kiekendief (geraadpleegd 11 april 2025).

Sovon (s.d. b). Buizerd. In: Sovon Vogelonderzoek. https://stats.sovon.nl/stats/soort/2870 (geraadpleegd 12 maart 2025).

Sovon (s.d. c). Scholekster. In: Sovon Vogelonderzoek. https://stats.sovon.nl/scholekster (geraadpleegd 13 februari 2025).

Sovon (s.d. d). Slechtvalk. In: Sovon Vogelonderzoek. https://stats.sovon.nl/slechtvalk (geraadpleegd 11 april 2025).

Sovon (s.d. e). Torenvalk. In: Sovon Vogelonderzoek. https://stats.sovon.nl/torenvalk (geraadpleegd 11 april 2025).

Sovon, Vogelbescherming Nederland, Natuurpunt, Natagora, Aves, BTO, & ICO (2025). Trektellen.org. https://www.trektellen.org/ (geraadpleegd 13 februari 2025).

Spanoghe G. (2016). Nestsucces bij weidevogels: de scholekster. INBO-Vogelnieuws (27): 32-34.

Spanoghe G. (2020). Broedsucces verhogen met elektrische rasters. INBO-Vogelnieuws 33: 43-45.

Spittler H. (1994). Fangergebnisse und Bewertung der Betonrohrfalle. Zeitschrift für Jagdwissenschaft 40: 40-47.

Stahler D., Heinrich B. & Smith D. (2002). Common ravens, Corvus corax, preferentially associate with grey wolves, Canis lupus, as a foraging strategy in winter. Animal Behaviour 64 (2): 283-290. https://doi.org/10.1006/anbe.2002.3047.

Stanley T. & Bart J. (1991). Effects of Roadside Habitat and Fox Density on a Snow Track Survey for Foxes in Ohio. Ohio Journal of Science. https://www.semanticscholar.org/paper/Effects-of-Roadside-Habitat-and-Fox-Density-on-a-in-Stanley-Bart/a3be6c637340ba37cabf4346b8ad9450b9da6ac0.

Starfield A.M. (1997). A Pragmatic Approach to Modeling for Wildlife Management. The Journal of Wildlife Management 61 (2): 261-270. https://doi.org/10.2307/3802581.

Stephens S.E., Koons D.N., Rotella J.J. & Willey D.W. (2004). Effects of habitat fragmentation on avian nesting success: a review of the evidence at multiple spatial scales. Biological conservation 115 (1): 101-110.

Stienen E., Arts F., de Boer P., Beeren W. & Majoor F. (1998). Broedresultaten van kokmeeuwen in Nederland in 1997. Sula 12 (1): 1-11.

Stienen E., Courtens W., Matheve H., Van de walle M., Vanermen N. & Verstraete H. (2023). Vogelrichtlijngebied in de kijker: Kustbroedvogels te Zeebrugge-Heist. Oriolus 2: 45-67.

Stienen E., Courtens W., Vanermen N. & Verstraete H. (2017). Monitoring van kustbroedvogels in de SBZ-V 'Kustbroedvogels te Zeebrugge-Heist'en de westelijke voorhaven van Zeebrugge tijdens het broedseizoen 2016. Rapporten van het Instituut voor Natuur-en Bosonderzoek (21).

Stienen E.W.M., Courtens W. & Van de walle M. (2007). Evaluatie van de instandhoudingsdoelstellingen voor het SBZ-V â ˜Kustbroedvogels te Zeebrugge-Heistâ ™ tijdens het broedseizoen 2006. https://agris.fao.org/search/en/providers/122415/records/6473685453aa8c89630d248d.

Stoate C. & Szczur J. (2001). Could game management have a role in the conservation of farmland passerines? A case study from a Leicestershire farm. Bird study 48 (3): 279-292.

Stoate C. & Szczur J. (2006). Potential influence of habitat and predation on local breeding success and population in spotted flycatchers Muscicapa striata. Bird Study 53 (3): 328-330.

Stuyck J. (2003). Bruine rat Rattus norvegicus (Berkenhout, 1769). In: Zoogdieren in Vlaanderen. Ecologie en verspreiding van 1987 tot 2002. Natuurpunt Studie en JNM-Zoogdierenwerkgroep, Mechelen en Gent, België, p. 211-215.

Stuyck J., Baert K. & Lens B. (2007). Onderzoeksgroep knaagdierbeheer. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Belgium, type =.

Stuyck J., Baert K. & Pieters S. (2009). Onderzoeksgroep knaagdierbeheer: jaarverslag 2009. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.

Stuyck J., Verbeylen G., Baert K. & Lens B. (2005). Onderzoeksgroep rattenbestrijding. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. https://www.vlaanderen.be/inbo/publicaties/onderzoeksgroep-rattenbestrijding.

Suárez F., Yanes M., Herranz J. & Manrique J. (1993). Nature reserves and the conservation of Iberian shrubsteppe passerines: The paradox of nest predation. Biological Conservation 64 (1): 77-81. https://doi.org/10.1016/0006-3207(93)90385-E.

Suhonen J., Norrdahl K. & Korpimäki E. (1994). Avian Predation Risk Modifies Breeding Bird Community on a Farmland Area. Ecology 75 (6): 1626-1634. https://doi.org/10.2307/1939623.

Sutherland W.J., Newton I. & Green R.E. (2004). Bird Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques. Oxford University Press.

Suvorov P., Svobodová J., Koubová M. & Dohnalová L. (2012). Ground Nest Depredation by European Black-Billed Magpies Pica pica: An Experimental Study with Artificial Nests. Acta Ornithologica 47 (1): 55-61. https://doi.org/10.3161/000164512X653926.

Swanson L., Sanyaolu R.A., Gnoske T., Whelan C.J., Lonsdorf E.V. & Cordeiro N.J. (2012). Differential response of nest predators to the presence of a decoy parent in artificial nests. Bird Study 59 (1): 96-101. https://doi.org/10.1080/00063657.2011.645799.

Tapper S., Potts G. Royal & Brockless M. (1996). The effect of an experimental reduction in predation pressure on the breeding success and population density of grey partridges Perdix perdix. Journal of applied ecology 965-978.

Tatner P. (1983). The diet of urban Magpies Pica Pica. Ibis 125 (1): 90-107. https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.1983.tb03086.x.

Teunissen W. (2001). Weidevogels en predatie. Twirre 12 (2): 58-62.

Teunissen W., Kampichler C., Majoor F., Roodbergen M. & Kleyheeg E. (2020). Predatieproblematiek bij weidevogels. Nr. Sovon-rapport 2020/41. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen, Nederland.

Teunissen W., Schekkerman H. & Willems F. (2005). Predatie bij weidevogels; op zoek naar de mogelijke effecten van predatie op de weidevogelstand. Sovon.

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 (s1): 74-85. https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2008.00861.x.

Teunissen W.A., Wiersma P., de Jong A., Kleyheeg E. & Vergeer J.W. (2019). Handleiding voor het Meetnet Agrarische Soorten. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.

Thirgood S.J., Redpath S.M., Haydon D.T., Rothery P., Newton I. & Hudson P.J. (2000a). Habitat loss and raptor predation: disentangling long–and short–term causes of red grouse declines. Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences 267 (1444): 651-656.

Thirgood S.J., Redpath S.M., Rothery P. & Aebischer N.J. (2000b). Raptor predation and population limitation in red grouse. Journal of Animal Ecology 69 (3): 504-516.

Thoelen F. (2021). Na eeuw terug in Limburg, maar jonge Raaf nu doorzeefd met hagel: 'Hier is bewust op geschoten.' Het Laatste Nieuws.

Thomson D.L., Green R.E., Gregory R.D. & Baillie S.R. (1998). The widespread declines of songbirds in rural Britain do not correlate with the spread of their avian predators. Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences 265 (1410): 2057-2062.

Tillmann J. (2009). Fear of the dark: night-time roosting and anti-predation behaviour in the grey partridge (Perdix perdix L.). Behaviour 146 (7): 999-1023. https://doi.org/10.1163/156853908X398924.

Tobajas J., Descalzo E., Mateo R. & Ferreras P. (2020). Reducing nest predation of ground-nesting birds through conditioned food aversion. Biological Conservation 242: 108405. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108405.

Tobajas J., Oliva-Vidal P., Piqué J., Afonso-Jordana I., García-Ferré D., Moreno-Opo R. & Margalida A. (2022). Scavenging patterns of generalist predators in forested areas: The potential implications of increase in carrion availability on a threatened capercaillie population. Animal Conservation 25 (2): 259-272. https://doi.org/10.1111/acv.12735.

Tornberg R. (2001). Pattern of Goshawk Accipiter gentilis predation on four forest grouse species in northern Finland. Wildl. Biol. 7. https://doi.org/10.2981/wlb.2001.029.

Tornberg R., Korpimäki V.-M., Rauhala P. & Rytkönen S. (2016). Peregrine Falcon (Falco peregrinus) may affect local demographic trends of wetland bird prey species. Ornis Fennica 93 (3): 172-185. https://doi.org/10.51812/of.133899.

Torretta E., Riboldi L., Costa E., Delfoco C., Frignani E. & Meriggi A. (2021). Niche partitioning between sympatric wild canids: the case of the golden jackal (Canis aureus) and the red fox (Vulpes vulpes) in north-eastern Italy. BMC Ecology and Evolution 21 (1): 129. https://doi.org/10.1186/s12862-021-01860-3.

Travaini A., Laffitte R. & Delibes M. (1996). Determining the Relative Abundance of European Red Foxes by Scent-Station Methodology. Wildlife Society Bulletin (1973-2006) 24 (3): 500-504.

Treves A., Krofel M., Ohrens O. & van Eeden L.M. (2019). Predator Control Needs a Standard of Unbiased Randomized Experiments With Cross-Over Design. Frontiers in Ecology and Evolution 7. https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00462.

Trout R.C. & Tittensor A.M. (1989). Can predators regulate wild rabbit Oryctolagus cuniculus population density in England and Wales? Mammal review 19 (4): 153-173.

Trouwborst A., Krofel M. & Linnell J.D.C. (2015). Legal implications of range expansions in a terrestrial carnivore: the case of the golden jackal (Canis aureus) in Europe. Biodiversity and Conservation 24 (10): 2593-2610. https://doi.org/10.1007/s10531-015-0948-y.

Trouwborst A. & Somsen H. (2020). Domestic Cats (Felis catus) and European Nature Conservation Law—Applying the EU Birds and Habitats Directives to a Significant but Neglected Threat to Wildlife. Journal of Environmental Law 32 (3): 391-415. https://doi.org/10.1093/jel/eqz035.

Turner C. & Sage R. (2003). Fate of released pheasants. Game Conservancy Trust Rev 35: 74-75.

Tuyttens F.A.M. & Macdonald D.W. (1998). Fertility Control: An Option for Non-Lethal Control of Wild Carnivores? Animal Welfare, 2023/01/11 ed. 7 (4): 339-364. https://doi.org/10.1017/S0962728600020911.

Twisk P., Van Diepenbeek A. & Bekker J.P. (2010). Veldgids Europese zoogdieren. KNNV Uitgeverij, Zeist.

Uhl F., Ringler M., Miller R., Deventer S.A., Bugnyar T. & Schwab C. (2018). Counting crows: population structure and group size variation in an urban population of crows. Behavioral Ecology 30 (1): 57-67. https://doi.org/10.1093/beheco/ary157.

Underhill-Day J.C. (1989). The effect of predation by Marsh Harriers on the survival of ducklings and gamebird chicks. Ardea (77): 47-56.

Upcott E.V., Mason L.R., Bagguley E., Cooke S.C., Drewitt A.L., Gooch H.L., Meadows M.C., O'Dowd R. & Smart J. (2024). Marsh Harrier *Circus aeruginosus* diet and hunting habitat selection in the breeding season: implications for lowland breeding waders. Bird Study 71 (3): 201-215. https://doi.org/10.1080/00063657.2024.2363851.

Uraguchi K. & Takahashi K. (1998). Den site selection and utilization by the red fox in Hokkaido, Japan. Mammal Study 23 (1): 31-40.

Valkama J., Currie D. & Korpimäki E. (1999). Differences in the intensity of nest predation in the curlew Numenius arquata: A consequence of land use and predator densities? Ecoscience 6 (4): 497-504.

Valkama J., Korpimäki E., Arroyo B., Beja P., Bretagnolle V., Bro E., Kenward R., Mañosa S., Redpath S.M., Thirgood S. & Viñuela J. (2005). Birds of prey as limiting factors of gamebird populations in Europe: a review. Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society 80 (2): 171-203. https://doi.org/10.1017/s146479310400658x.

van Adrichem M.H.C., Buijs J.A., Goedhart P.W. & Verboom-Vasiljev J. (2014). De bruine rat in en om stadswoningen. Voorkomen is beter dan bestrijden. Dierplagen informatie 17 (3): 4-7.

Van Den Berge K. (2009). Populatieregeling verwilderde katten na 2010 : beknopt literatuuronderzoek met het oog op de bepaling van de verdere strategie. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Nr. INBO.A.2009.72. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.

Van Den Berge K. (2011). Advies betreffende de impact van zwerfkatten op de biodiversiteit. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Nr. INBO.A.2011.68. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.

Van Den Berge K. (2016). Advies over de populatiedynamiek en predatorcontrole van de steenmarter. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Nr. INBO.A.3397. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.

Van Den Berge K. (2017). Advies over de populatiedynamiek en het beheer van de steenmarter met aandacht voor de tot nu toe vastgestelde voedselpreferenties in Vlaanderen. Nr. INBO.A.3457. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.

Van Den Berge K. (2025). En die vos kwam weer... Natuurfocus (24(1)): 29-40.

Van Den Berge K & De Pauw W (2003). Das Meles meles (Linnaeus 1758). In: Zoogdieren in Vlaanderen. Ecologie en verspreiding van 1987 tot 2002. p. 357- 362.

Van Den Berge K., Berlengee F. & Gouwy J. (2021). Alternatieve schuilplaatsen voor steenmarters: minder schade en overlast? Zoogdier 32 (4): 3-6.

Van Den Berge K. & De Pauw W. (2003a). Boommarter Martes martes (Linnaeus 1758). In: Zoogdieren in Vlaanderen. Ecologie en verspreiding van 1987 tot 2002. Natuurpunt Studie en JNM-Zoogdierenwerkgroep, Mechelen en Gent, België, p. 341-348.

Van Den Berge K. & De Pauw W. (2003b). Bunzing Mustela putorius (Linnaeus 1758). In: Zoogdieren in Vlaanderen. Ecologie en verspreiding van 1987 tot 2002. Natuurpunt Studie en JNM-Zoogdierenwerkgroep, Mechelen en Gent, België, p. 323-328.

Van Den Berge K. & De Pauw W. (2003c). Hermelijn Mustela erminea (Linnaeus 1758). In: Zoogdieren in Vlaanderen. Ecologie en verspreiding van 1987 tot 2002. Natuurpunt Studie en JNM-Zoogdierenwerkgroep, Mechelen en Gent, België, p. 319-322.

Van Den Berge K. & De Pauw W. (2003d). Steenmarter Martes foina (Erxleben 1777). In: Zoogdieren in Vlaanderen. Ecologie en verspreiding van 1987 tot 2002. Natuurpunt Studie en JNM-Zoogdierenwerkgroep, Mechelen en Gent, België, p. 333-340.

Van Den Berge K. & De Pauw W. (2003e). Wezel Mustela nivalis (Linnaeus 1766). In: Zoogdieren in Vlaanderen. Ecologie en verspreiding van 1987 tot 2002. Natuurpunt Studie en JNM-Zoogdierenwerkgroep, Mechelen en Gent, België, p. 314-318.

Van Den Berge K. & De Pauw W. (2003f). Vos Vulpes vulpes (Linnaeus 1758). In: Zoogdieren in Vlaanderen. Ecologie en verspreiding van 1987 tot 2002, Verkem, S., De Maeseneer, J., Vandendriessche, B., Verbeylen G., Yskout, S. Natuurpunt Studie en JNM-Zoogdierenwerkgroep, p. 363-369.

Van Den Berge K., Devos K. & Casaer J. (2007). Advies betreffende het op te maken Jachtopeningsbesluit voor de periode 2008 - 2013. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Nr. INBO.A.2007.168. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.

Van Den Berge K. & Gouwy J. (2012). Bunzing op de dool? Meander apr-mei-jun: 4-8.

Van Den Berge K. & Gouwy J. (2021). Roofdieren in opmars: Nieuwe context, nieuwe uitdagingen? Natuur focus.

Van Den Berge K., Gouwy J., Berlengee F. & Schamp K. (2024). De wasbeer Procyon lotor in Vlaanderen. Nr. D/2024/3241/349. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. https://doi.org/10.21436/inbor.112941474.

Van Den Berge K., Gouwy J., Berlengee F. & Vansevenant D. (2012). Populatie-ontwikkeling van de steenmarter Martes foina in Vlaanderen in relatie tot schaderisico's. Nr. INBO.R.2012.62. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.

Van Den Berge K., Gouwy J., Berlengee F. & Vansevenant D. (2015). Onderzoek naar het voorkomen van de boommarter Martes martes in Vlaanderen met behulp van cameravallen. Nr. INBO.R.2015.11352656. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.

Van Den Berge K., Gouwy J., Berlengee F., & Vansevenant D. (2017). Verspreiding van de das Meles meles in Vlaanderen recente evoluties. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. https://doi.org/10.21436/inbor.12435597.

Van Den Berge K., Van Den Berge S., Van der Veken T., Gouwy J., Verschelde P. & Eeraerts M. (2022a). Consumption of game and pest species by small-and medium-sized carnivores. Belgian Journal of Zoology 152.

Van Den Berge K., van der Veken T., Gouwy J., Verschelde P. & Eeraerts M. (2022b). Dietary composition and overlap among small- and medium-sized carnivores in Flanders, Belgium. Ecological Research 37 (1): 163-170. https://doi.org/10.1111/1440-1703.12276.

van den Bosch M., Baert J.M., Müller W., Lens L. & Stienen E.W.M. (2019). Specialization reduces foraging effort and improves breeding performance in a generalist bird. Behavioral Ecology 30 (3): 792-800. https://doi.org/10.1093/beheco/arz016.

Van der Valk R. (1996). De mogelijke invloed van Vossen Vulpes vulpes op de broedbiologie van de Kuifeend Aythya fuligula in de Amsterdamse Waterleidingduinen. LIMOSA 69: 97-102.

Van der Veken T., Vercayie D., Swinnen K. & Van Den Berge K. (2019). Losse waarnemingen als monitoring? 30.

van der Velde E., Hooijmeijer J., Terpstra S., Terpstra E. & Piersma T. (2020). Camera-onderzoek naar nestpredatie bij weidevogels in Skriezekrite Idzegea 2020. Rijksuniversiteit Groningen, Groningen.

van der Vliet R., de Klepper A. & Bouman H. (2019). Space and habitat use of a city-breeding Rook Corvus frugilegus during the fledging period, as recorded by GPS-tracking. Limosa 92: 87-94.

van der Vliet R.E., Schuller E. & Wassen M.J. (2008). Avian predators in a meadow landscape: consequences of their occurrence for breeding open-area birds. Journal of Avian Biology 39 (5): 523-529. https://doi.org/10.1111/j.0908-8857.2008.04310.x.

Van der Wal J. & Teunissen W. (2018). Boerenlandvogels en predatie: een update van de huidige kennis. Sovon Vogelonderzoek Nederland.

Van Dijk J., Stienen E., Gerritsen S. & Majoor F. (2009). Reproductie van de Kokmeeuw in kust- en binnenlandkolonies. Limosa.

Van Gossum P., Jansen J., De Bruyn L., Dumortier M., Erens R., Dochy O., Maebe K., Van Donink S., Spanhove T., Vanden Borre J., Van Calster H., Langeraert W., Scheppers T., Spanoghe G., Gabrys F., De Saeger S. & Devos K. (2024). Herstel en behoud van biodiversiteit in akkergebied : Aanbevelingen voor beleid. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. https://doi.org/10.21436/inbor.112686980.

Van Gucht S., Van Den Berge K., Quataert P., Verschelde P. & Le Roux I. (2010). No emergence of Echinococcus multilocularis in foxes in Flanders and Brussels anno 2007-2008. Zoonoses and Public Health 57 (7-8): e65-70. https://doi.org/10.1111/j.1863-2378.2009.01322.x.

Van Hattum W.J. & Wolthuis-Wagenaar E.M. (2000). Cursus “Vos(s)enbeheer” ontwikkeld voor natuurliefhebbers, jagers en beleidsmakers. Adviesbureau van Hattum & de Jong, Uithuizen.

Van Havre G.C.M. (1928). Les oiseaux de la faune belge, relevé documenté des espèces sauvages observées en Belgique. Maurice Lamertin, Bruxelles.

Van Kleunen A., Koffijberg K., de Boer P., Nienhuis J., Camphuysen C.J., Schekkerman H., Oosterbeek K.H., de Jong M.L., Ens B.J. & Smit C.J. (2010). Broedsucces van kustbroedvogels in de Waddenzee in 2007 en 2008. Nr. IMARES-rapport C169/10. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen, IMARES, Texel - WOT Natuur & Milieu, Wageningen.

Van Oosten H. (2016). A pilot study into nest predators of ground nesting meadow pipits hnthus pratensis and European stonechats saxicola torquatus in Dutch dune Grasslands. Limosa 89: 179-184.

Van Overmeeren N. & Moeyaert D. (2025). Eerste simultaantelling Blauwe kiekendief, een impressie. https://www.vzwveldwerk.be/artikels/eerste-simultaantelling-blauwe-kiekendief-een-impressie .

Vander Haegen W.M., Schroeder M.A. & DeGraaf R.M. (2002). Predation on Real and Artificial Nests in Shrubsteppe Landscapes Fragmented by Agriculture. The Condor 104 (3): 496-506.

Vansteelant W. (2023). A godwit perspective on rapid wetland loss in Doñana and the Guadalquivir delta. Wader Study 130. https://doi.org/10.18194/ws.00315.

Verbelen D. & Swinnen K. (2018). Vogels onder hoogspanning in België, monitoring van de ‘zwarte’ lijn van Noordschote.

Verdonckt F., Erens R. & Guelinckx R. (2018). De zwanenzang van de Grauwe Gors in Vlaanderen. Natuur.oriolus 84 (3): 15-29.

Vergeer J., Maebe J., van der Wiel A. & van Zuijlen G. (1991). Broedvogels van het Verdronken Land van Saeftinghe. Het Vogeljaar 40 (5): 205-213.

Vergeer J.W., Boele A., van Bruggen J. & van Turnhout C. (2023). Handleiding Sovon Broedvogelmonitoring: Broedvogel Monitoring Project en kolonievogels. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.

Verheyen R. (1957). Over de Laro-Limicolae ais broedvogels in België. Gerfaut-Giervalk 47: 57-74.

Verhoeven M.A., McBride A.D., Hooijmeijer J.C.E.W., Piersma T. & Senner N.R. (2022). Earthworm abundance and availability does not influence the reproductive decisions of black-tailed godwits in an agricultural grassland. Ecological Solutions and Evidence 3 (1): e12125. https://doi.org/10.1002/2688-8319.12125.

Vermeersch G., Anselin, Anny, Devos, Koen, Herremans, M, Stevens, J, Gabriëls, J, & Van der Krieken, B (2004). Atlas van de Vlaamse broedvogels: 2000-2002. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.

Vermeersch G., Devos, Koen, Driessens, Gerald, Everaert, Joris, Feys, Simon, Herremans, M, Onkelinx, Thierry, Stienen, Eric, & T'Jollyn, Filiep (2020). Broedvogels in Vlaanderen 2013-2018. Recente status en trends van in Vlaanderen broedende vogelsoorten. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.

Vermeersch G., Ledegen H. & Feys S. (2018). Methodehandleiding bij het project 'Algemene Broedvogelmonitoring Vlaanderen (ABV)'. Instituut voor Natuur en Bosonderzoek, Brussel.

Vermeersch G., Onkelinx T., Feys S., Driessens G., Courtens W., T'Jollyn F. & Devos K. (2022). Cijfers en kaarten van het project Algemene Broedvogels Vlaanderen en het Vogelatlas-project. Vogelnieuws : ornithologische nieuwsbrief van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (35).

Verzelen Y., Scheppers T., Onkelinx T., Devos K. & Huysentruyt F. (2020). Advies over de toestand van de patrijs in Vlaanderen. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.

Vickery P.D., Hunter M.L. & Wells J.V. (1992). Evidence of Incidental Nest Predation and Its Effects on Nests of Threatened Grassland Birds. Oikos 63 (2): 281-288. https://doi.org/10.2307/3545389.

Vigallon S.M. & Marzluff J.M. (2005). Is Nest Predation by Steller's Jays (Cyanocitta Stelleri) Incidental or the Result of a Specialized Search Strategy? The Auk 122 (1): 36-49. https://doi.org/10.1093/auk/122.1.36.

Visser M.E., Te Marvelde L. & Lof M.E. (2012). Adaptive phenological mismatches of birds and their food in a warming world. Journal of Ornithology 153 (S1): 75-84. https://doi.org/10.1007/s10336-011-0770-6.

Vlaamse Overheid (s.d.). Registratie van dode of gewonde dieren op de weg. In: Vlaanderen.be. https://www.vlaanderen.be/registratie-van-dode-of-gewonde-dieren-op-de-weg (geraadpleegd 11 april 2025).

VLAVICO (1989). Vogels in Vlaanderen: voorkomen en verspreiding. Vlaams Avifauna Commissie, Bornhem.

Voet H. (1970). Esquisse du statut actual des limicoles nicheurs en Belgique. Gerfaut-Giervalk 60.

Vogelatlas.be (2025). De vogelatlas van Vlaanderen. https://www.vogelatlas.be/ (geraadpleegd 13 februari 2025).

Von Blotzheim U. & Bauer K. (1997). Handbuch der Voegel Mitteleuropas. Vol. 14/III Passeriformes, No. 5 Emberizidae. AULA-Verlag GmbH, Wiesbaden.

von Blotzheim U.N.G., Bauer K. & Bezzel E. (1966). Handbuch der vögel mitteleuropas. Akademische Verlagsgesellschaft.

Waarnemingen.be (s.d. a). Boommarter (Martes martes). https://waarnemingen.be/species/376/.

Waarnemingen.be (s.d. b). Kokmeeuw (Chroicocephalus ridibundus). https://waarnemingen.be/species/138/.

Waarnemingen.be (s.d. c). Steenmarter (Martes foina). https://waarnemingen.be/species/421/.

Waarnemingen.be (s.d. d). Stormmeeuw (Larus canus). https://waarnemingen.be/species/183/.

Waarnemingen.be (s.d. e). Zilvermeeuw (Larus argentatus). https://waarnemingen.be/species/205/.

Waarnemingen.be (s.d. f). Zwartkopmeeuw (Ichthyaetus melanocephalus). https://waarnemingen.be/species/363/.

Waits L.P. & Paetkau D. (2005). Noninvasive Genetic Sampling Tools for Wildlife Biologists: A Review of Applications and Recommendations for Accurate Data Collection. The Journal of Wildlife Management 69 (4): 1419-1433. https://doi.org/10.2193/0022-541X(2005)69[1419:NGSTFW]2.0.CO;2.

Walls S. & Kenward R. (2020). The Common Buzzard. T & AD Poyser, 304 p.

Walton K.C. (1979). Diet of Meadow Pipits Anthus pratensis on mountain grassland in Snowdonia. Ibis 121 (3): 325-329. https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.1979.tb06850.x.

Warburton B. & Norton B.G. (2009). Towards a Knowledge-Based Ethic for Lethal Control of Nuisance Wildlife. The Journal of Wildlife Management 73 (1): 158-164. https://doi.org/10.2193/2007-313.

////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////

Watson M., Aebischer N., Potts G. & Ewald J. (2007a). The relative effects of raptor predation and shooting on overwinter mortality of grey partridges in the United Kingdom. Journal of Applied Ecology 44 (5): 972-982.

Watson M., Aebischer N.J. & Cresswell W. (2007b). Vigilance and fitness in grey partridges Perdix perdix: the effects of group size and foraging-vigilance trade-offs on predation mortality. Journal of Animal Ecology 76 (2): 211-221.

Webbon C.C., Baker P.J. & Harris S. (2004). Faecal density counts for monitoring changes in red fox numbers in rural Britain. Journal of Applied Ecology 41 (4): 768-779. https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00930.x.

Weber J., Aubry S., Lachat N., Meia J.-S., Mermod C. & Paratte A. (1991). Fluctuations and behaviour of foxes determined by nightlighting. Preliminary results. Acta Theriologica 36: 285-291.

Webster S., O'Neil S., Brussee B., Coates P., Jackson P., Tull J. & Delehanty D. (2021). Spatial modeling of common raven density and occurrence helps guide landscape management within Great Basin sagebrush ecosystems. 15: 331-349. https://doi.org/10.26077/djza-3976.

Weidinger K. (2001). How well do predation rates on artificial nests estimate predation on natural passerine nests? Ibis 143 (3): 632-641. https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2001.tb04891.x.

Weidinger K. (2009). Nest predators of woodland open-nesting songbirds in central Europe. Ibis 151 (2): 352-360. https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2009.00907.x.

Weseloh D.V., Hebert C.E., Mallory M.L., Poole A.F., Ellis J.C., Pyle P. & Patten M.A. (2024). European Herring Gull (Larus argentatus), version 1.0. Birds of the World. https://doi.org/10.2173/bow.euhgul1.01species_shared.bow.project_name.

West E.H. & Jones H.H. (2022). Human food subsidies drive individual specialization and intrapopulation dietary differences in a generalist predator. Ecosphere 13 (9): e4246. https://doi.org/10.1002/ecs2.4246.

White C.M., Clum N.J., Cade T.J. & Hunt W.G. (2024). Peregrine Falcon (Falco peregrinus). In: Billerman S.M., Keeney B.K., Rodewald P.G. & Schulenberg T.S. (eds.). Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology. https://doi.org/10.2173/bow.perfal.01.1.

Whitworth A., Beirne C., Basto A., Flatt E., Tobler M., Powell G., Terborgh J. & Forsyth A. (2022). Disappearance of an ecosystem engineer, the white-lipped peccary (Tayassu pecari), leads to density compensation and ecological release. Oecologia 199 (4): 937-949. https://doi.org/10.1007/s00442-022-05233-5.

Wiącek J. (2023). How farmland birds react to traffic noise? Belgian Journal of Zoology 153. https://doi.org/10.26496/bjz.2023.108.

Wichert B., Schade L., Gebert S., Bucher B., Zottmaier B., Wenk C. & Wanner M. (2009). Energy and protein needs of cats for maintenance, gestation and lactation. Journal of Feline Medicine and Surgery 11 (10): 808-815. https://doi.org/10.1016/j.jfms.2009.02.006.

Wikenros C., Sand H., Ahlqvist P. & Liberg O. (2013). Biomass Flow and Scavengers Use of Carcasses after Re-Colonization of an Apex Predator. PloS one 8: e77373. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0077373.

Wildlife Online (2025a). Red Fox Abundance & Population. In: Wildlife Online. https://www.wildlifeonline.me.uk/animals/article/red-fox-abundance-population (geraadpleegd 6 maart 2025).

Wildlife Online (2025b). Red Fox Breeding - Growth & Development of Cubs. In: Wildlife Online. https://www.wildlifeonline.me.uk/animals/article/red-fox-breeding-growth-development-of-cubs (geraadpleegd 6 maart 2025).

Williams B.K. (2009). Adaptive management: the US Department of the Interior technical guide. Policy.

Williams B.K. & Brown E.D. (2016). Technical challenges in the application of adaptive management. Biological Conservation 195: 255-263.

Williams N.F., Porteus T.A., Hardouin E.A., Case J., Rivers E., Andreou D., Hoodless A.N., Stillman R.A. & Short M.J. (2024). Evidence of anthropogenic subsidisation of red foxes in a national park important for breeding wading birds. Mammal Research 1-13.

Wilson J.D., Evans J., Browne S.J. & King J.R. (1997). Territory distribution and breeding success of skylarks Alauda arvensis on organic and intensive farmland in southern England. Journal of Applied Ecology 1462-1478.

Withey J. & Marzluff J. (2009). Multi-scale use of lands providing anthropogenic resources by American Crows in an urbanizing landscape. Landscape Ecology 24: 281-293. https://doi.org/10.1007/s10980-008-9305-9.

Woo K.J., Elliott K.H., Davidson M., Gaston A.J. & Davoren G.K. (2008). Individual specialization in diet by a generalist marine predator reflects specialization in foraging behaviour. Journal of Animal Ecology 77 (6): 1082-1091. https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2008.01429.x.

Yahner R.H., Mahan C.G., & Colleen A. Delong (1993). Dynamics of Depredation on Artificial Ground Nests in Habitat Managed for Ruffed Grouse. The Wilson Bulletin 105 (1): 172-179.

Yom-Tov Y. (1975). Food of Nestling Crows in Northeast Scotland. Bird Study 22 (1): 47-51. https://doi.org/10.1080/00063657509476441.

Zalewska K., Waggershauser C.N., Kortland K. & Lambin X. (2021). The best defence is not being there: avoidance of larger carnivores is not driven by risk intensity. Journal of Zoology 315 (2): 110-122. https://doi.org/10.1111/jzo.12910.

Zanette L. (2002). What do artificial nests tells us about nest predation? Biological Conservation 103 (3): 323-329. https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00143-4.

Zielonka N.B., Hawkes R.W., Jones H., Burnside R.J. & Dolman P.M. (2019). Placement, survival and predator identity of Eurasian Curlew Numenius arquata nests on lowland grass-heath. Bird Study 66 (4): 471-483. https://doi.org/10.1080/00063657.2020.1725421.