

Vlaanderen
is wetenschap

Wetenschappelijke onderbouwing voor een beslissingskader voor de bestrijding van kraaiachtigen in het kader van bescherming van wilde fauna

Michiel Lathouwers, Frank Huysentruyt, Jim Casaer,

INSTITUUT
NATUUR- EN BOSONDERZOEK

Auteurs:
Michiel Lathouwers, Frank Huysentruyt, Jim Casaer

Reviewers:
Thomas Scheppers

Het INBO is het onderzoeksinstituut van de Vlaamse overheid dat via onafhankelijk toegepast wetenschappelijk onderzoek, data- en kennisontsluiting het biodiversiteitsbeleid en -beheer onderbouwt en evalueert.

Vestiging:
INBO Brussel, Herman Teirlinckgebouw, Havenlaan 88 bus 73, 1000 Brussel, België
vlaanderen.be/inbo

e-mail:
michiel.lathouwers@inbo.be

Wijze van citeren:
Lathouwers, M., Huysentruyt, F. & Casaer, J. (2026). Wetenschappelijke onderbouwing voor een beslissingskader voor de bestrijding van kraaiachtigen in het kader van bescherming van wilde fauna. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2026 (79). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. DOI: 10.21436/inbor.160552726

D/2026/3241/386
Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2026 (79)
ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:
Hilde Eggermont

Foto cover:
Eipredatie door zwarte kraai bij kluut (Paul Sawer)

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

INSTITUUT
NATUUR- EN
BOSONDERZOEK

Wetenschappelijke onderbouwing voor een beslissingskader voor de bestrijding van kraaiachtigen in het kader van bescherming van wilde fauna

Michiel Lathouwers, Frank Huysentruyt, Jim Casaer

10.21436/inbor.160552726

Vlaanderen
is wetenschap

www.vlaanderen.be/inbo

Dankwoord

Deze studie werd uitgevoerd in opdracht van het Agentschap Natuur en Bos. We bedanken graag Evy Ampoorter en Joris Sangers van het Agentschap voor Natuur en Bos voor hun begeleiding binnen dit project. Ook bedanken we collega's Koen Devos voor de ondersteuning en Thomas Scheppers voor het nalezen van dit rapport.

Samenvatting

De achteruitgang van soorten heeft meestal verschillende oorzaken. Leefgebieden verdwijnen of raken versnipperd en hun kwaliteit neemt af. Ook predatie kan in bepaalde gevallen een rol spelen. Wanneer predatie, al dan niet lokaal, een limiterend effect heeft kan predatiebeheer bijdragen aan het behoud of herstel van een doelsoort. Predatiebeheer omvat het geheel aan maatregelen dat erop gericht is de impact van predatie te verminderen. Dit kan met aangepast biotoopbeheer, niet-letale maatregelen en, in bepaalde gevallen, het doden van predatoren met letale maatregelen. Dat laatste wordt hier gedefinieerd als predatorbeheersing. Predatiebeheer, en in het bijzonder de inzet van predatorbeheersing, is vaak onderwerp van discussie. Naast vragen over de ecologische effectiviteit spelen ook selectiviteit, mogelijke neveneffecten, dierenwelzijn en ethische overwegingen een rol. Specifiek voor kraaiachtigen geldt bovendien in Vlaanderen een wettelijk beschermde status, waardoor predatorbeheersing enkel mogelijk is binnen de voorwaarden die gelden voor een afwijking van deze bescherming.

Dit rapport bundelt de juridische en wetenschappelijke kennis die nodig is om aanvragen voor de bestrijding van kraaiachtigen ter bescherming van wilde fauna te beoordelen. Het rapport stelt zelf geen beslissingskader op, maar reikt wetenschappelijke inzichten, onzekerheden en aandachtspunten aan. De bevoegde overheid (ANB) bepaalt de concrete toelatingscriteria en de vereiste bewijslast, en maakt de uiteindelijke afweging. Een afwijking moet aan drie voorwaarden voldoen: er is geen andere bevredigende oplossing, er is een geldige afwijkingsgrond en de uitvoering voldoet aan de technische voorwaarden.

Andere bevredigende oplossingen

Biotoopbeheer is het best wetenschappelijk onderbouwde niet-letale instrument om de impact van predatie door kraaiachtigen te beperken. Ingrepen kunnen zowel de kwetsbaarheid en het compensatievermogen van prooisoorten verbeteren als de aanwezigheid en het foerageergedrag van predatoren beïnvloeden. Biotoopbeheer vormt daarbij de structurele basis voor duurzaam populatieherstel. Aanvullende predatorbeheersing kan worden overwogen wanneer er een concreet beschermingsdoel is, predatie lokaal een relevant resterend knelpunt vormt en noodzakelijke habitatmaatregelen aanwezig zijn of aantoonbaar deel uitmaken van een uitvoerbaar hersteltraject.

Andere maatregelen, zoals predatorwerende omheiningen en individuele nestbescherming, kunnen effectief zijn tegen bepaalde zoogdierpredatoren. Ze bieden doorgaans weinig bescherming tegen kraaiachtigen. Toch kunnen deze maatregelen binnen een multi-soortenaanpak bijdragen aan het beschermingsdoel, doordat ze de predatiedruk door andere soorten beperken.

Afwijkingsgrond

Vooral zwarte kraai en, in mindere mate ekster, zijn momenteel in Vlaanderen relevant als predatoren van eieren en jonge vogels maar ook van jongen van kleine zoogdieren. Het rapport ontwikkelt een methode om de gevoeligheid van broedvogels voor predatie door zwarte kraai en

ekster in te schatten. Daarbij wordt de Rode Lijst-status gecombineerd met habitat overlap met de predator, overlap in de timing van het broedseizoen, de kwetsbaarheid van het nest en het vermogen om verliezen op te vangen. De uitkomst is een eerste screening van mogelijke kwetsbaarheid, geen conclusie over de impact van predatie en bestrijding, en geen automatische toelating tot bestrijding.

Bij een bestrijdingsaanvraag is informatie over de lokale situatie belangrijk. Daarbij moeten drie vragen apart worden beoordeeld: komt predatie lokaal voor, vormt ze een belangrijk deel van het probleem voor de doelsoort en kan het verwijderen van de betrokken kraaiachtigen naar verwachting verbetering opleveren? De aanwezigheid van een predator moet dus samen worden bekeken met andere bedreigingen zoals een gebrek aan geschikt leefgebied.

Technische vereisten

Als bestrijding ecologisch gerechtvaardigd is, moet dit gericht en proportioneel gebeuren. Het aantal dieren dat bestreden kan worden, de toegestane methoden en de afbakening van tijd en plaats hangen af van de lokale omstandigheden. Hierbij spelen de betrokken doelsoort, de lokale predatorpopulatie en -gemeenschap, de kenmerken van het gebied en het concrete beschermingsdoel een belangrijke rol. Ten slotte moet bestrijding ook controleerbaar zijn. Met behulp van monitoring moet nagaan worden of de predatiedruk afneemt en de doelsoort erop vooruitgaat, maar ook en wat de gevolgen zijn voor de populaties van de kraaiachtigen die bestreden worden.

Algemene conclusie

De beschikbare wetenschappelijke kennis ondersteunt geen algemene afwijking voor de bestrijding van zwarte kraai of ekster als maatregel voor de bescherming van wilde fauna. Binnen een gebiedsgerichte en adaptieve aanpak kan predatorbeheersing een rol spelen. Met behulp van een predatiebeheerplan kunnen concrete doelstellingen voor de doelsoort worden vastgelegd, relevante predatoren en andere limiterende factoren worden geïdentificeerd en biotoopbeheer, niet-letale maatregelen en eventuele predatorbeheersing complementair worden ingezet. Monitoring van zowel de uitvoering van het beheer als van de doelstellingen die werden opgesteld voor de doelsoort maakt het vervolgens mogelijk elk van deze maatregelen op basis van hun resultaten voort te zetten, aan te passen of stop te zetten.

Een beslissingskader kan geïnformeerd door wetenschappelijke inzichten worden opgemaakt, maar omvat ook keuzes die niet uitsluitend uit deze inzichten volgen. Die keuzes betreffen zowel het gewicht van de verschillende criteria als de manier waarop met onzekerheid wordt omgegaan. Het is daarom belangrijk deze keuzes expliciet te maken, ze te onderscheiden van de wetenschappelijke onderbouwing en duidelijk te maken dat de uiteindelijke afweging bij de bevoegde overheid ligt. Tegelijk kan een gestandaardiseerde monitoring van de uitvoering en resultaten van verleende afwijkingen, eventueel aangevuld met specifiek onderzoek, ervoor zorgen dat onzekerheden over de effectiviteit en gevolgen van predatorbeheersing geleidelijk worden verkleind en toekomstige beslissingen steeds beter worden onderbouwd.

Aanbevelingen voor beheer en/of beleid

Andere bevredigende oplossingen

- Biotoopbeheer lijkt op basis van de beschikbare wetenschappelijke kennis de belangrijkste alternatieve of complementaire maatregel voor predatorbeheersing. Bij de beoordeling van alternatieve bevredigende oplossingen kan daarom in het bijzonder worden nagegaan welke mogelijkheden voor biotoopverbetering aanwezig zijn, welke al worden uitgevoerd en of een concreet hersteltraject het beschermingsdoel kan ondersteunen.
- Voor verschillende andere niet-letale maatregelen is de wetenschappelijke onderbouwing beperkt of sterk contextafhankelijk. Een gevalspecifieke beoordeling van hun verwachte effectiviteit, uitvoerbaarheid en mogelijke neveneffecten lijkt daarom meer aangewezen dan een vaste hiërarchie van maatregelen die steeds voorafgaand aan predatorbeheersing moeten worden toegepast.
- Omdat de totale predatiedruk doorgaans door meerdere predatorsoorten wordt bepaald, lijkt het aangewezen mogelijke alternatieven niet uitsluitend te beoordelen op hun effect op zwarte kraai of ekster, maar ook rekening te houden met de bredere predatorgemeenschap.

Afwijkingsgrond

- De combinatie van beschermingsstatus en gevoeligheid voor predatie kan worden gebruikt als eerste indicatie van de soorten waarvoor predatorbeheersing ecologisch relevant kan zijn. De classificatie biedt hiervoor een wetenschappelijke eerste screening, maar vormt op zichzelf geen voldoende onderbouwing voor een concrete afwijking.
- Deze algemene classificatie vormt op zichzelf geen voldoende onderbouwing voor een concrete afwijking. Bij een concrete aanvraag moet voldoende aannemelijk worden gemaakt dat de betrokken kraaiachtige lokaal aan het beschermingsprobleem bijdraagt en dat predatorbeheersing redelijkerwijs kan helpen. Het optreden van predatie, het belang ervan voor de doelpopulatie en het verwachte effect van beheer moeten daarbij worden onderscheiden.
- Op basis van de huidige kennis zijn vooral zwarte kraai en ekster relevant voor een afwijkingskader ter bescherming van wilde fauna. De ecologische relevantie verschilt echter tussen beide soorten en tussen doelsoorten, waardoor een predatorspecifieke beoordeling aangewezen blijft.

Technische vereisten

- Wanneer predatorbeheersing in een concrete situatie gerechtvaardigd wordt geacht, zijn er ecologische argumenten om deze tijdelijk en lokaal te richten op territoriale zwarte kraaien of eksters rond de kwetsbare voortplantingsperiode van de doelsoort. Een dergelijke aanpak kan beter aansluiten bij een concreet beschermingsdoel dan algemene populatiereductie,

maar mogelijke vervanging van verwijderde territoriale individuen en het effect op de doelsoort vragen lokale evaluatie.

- Ook de ruimtelijke afbakening kan het best vertrekken van ecologisch relevante broed- of leefgebieden van de doelsoort en rekening houden met het ruimtegebruik van de betrokken predator. Voor de eerste ruimtelijke selectie kunnen bestaande beschermings- en beheerkaders (vb. SBP, SBZ, …), die eventueel geactualiseerd worden met de nieuwe gegevens van de Vlaamse Vogelatlas (2020-2024), een bruikbaar uitgangspunt bieden. Binnen een dergelijk gebied kan de ruimtelijke afbakening verder worden verfijnd op basis van de actuele of te herstellen kern van de doelpopulatie en het ruimtegebruik van de betrokken predator.
- Bij de keuze van bestrijdingsmethoden zijn naast effectiviteit ook selectiviteit, dierenwelzijn en risico's voor niet-doelsoorten relevante beoordelingscriteria. Welke methode het meest geschikt is, zal daardoor mede afhangen van de lokale omstandigheden.
- Een minimale gestandaardiseerde registratie van locatie, periode, methode, beheerinspanning en aantallen verwijderde dieren lijkt voor iedere afwijking wenselijk. Bij intensieve, gebiedsgerichte of herhaald toegepaste predatorbeheersing is uitgebreidere opvolging van predatoraanwezigheid, predatiedruk en relevante parameters van de doelsoort aangewezen om de veronderstelde effectiviteit te toetsen en voortzetting, bijsturing of stopzetting te onderbouwen.

Algemeen

- De beschikbare kennis pleit in het algemeen voor een gebiedsgerichte en adaptieve benadering van predatiebeheer, waarbij habitatbeheer, andere niet-letale maatregelen en eventuele predatorbeheersing in samenhang worden beschouwd. Een predatiebeheerplan kan hiervoor een geschikt kader bieden.
- Een combinatie van algemene Vlaamse criteria en gebiedsspecifieke beoordeling lijkt daarbij het meest werkbaar. Beschermingsstatus en algemene gevoeligheid van doelsoorten kunnen grotendeels op Vlaams niveau wetenschappelijk worden beoordeeld, terwijl de lokale relevantie van predatie en de concrete invulling van predatorbeheersing maatwerk vragen. De vertaling naar formele toelatingscriteria gebeurt door de bevoegde overheid binnen het geldende juridische kader.
- Gestandaardiseerde monitoring en rapportering kunnen naast hun functie voor controle ook worden benut om het beoordelingskader verder te onderbouwen. Door gegevens uit verleende afwijkingen samen te brengen, kan geleidelijk meer inzicht worden verkregen in de omstandigheden waaronder predatorbeheersing effectief is en in de cumulatieve impact ervan op zwarte kraai en ekster.

- Niet alle onderdelen van een toekomstig beoordelingskader kunnen uitsluitend op basis van de huidige wetenschappelijke kennis worden vastgelegd. Onder meer de vereiste bewijslast, de omgang met onzekerheid en de afweging tussen ecologische baten, dierenwelzijn, neveneffecten en uitvoerbaarheid bevatten beleidsmatige keuzes. Het lijkt daarom belangrijk deze keuzes expliciet te onderscheiden van de wetenschappelijke onderbouwing waarop zij steunen.

English abstract

Species declines and extinctions generally result from a combination of factors such as habitat loss and fragmentation, as well as degradation. Predation may also play a role in certain cases. Where predation (locally) acts as a limiting factor, predation management can contribute to the conservation or recovery of a target species. Predation management encompasses all measures aimed at reducing the impact of predation. These include appropriate habitat management, non-lethal measures and, in certain cases, the killing of predators. The latter is referred to here as predator control. Predation management, particularly the use of predator control, is often debated. Alongside questions about ecological effectiveness, considerations include selectivity, potential unintended effects, animal welfare and ethics. Corvids are legally protected in Flanders, meaning that lethal predator control is only permitted under the conditions governing derogations from this protection.

This report brings together the legal and scientific knowledge needed to assess applications for derogations allowing the control of corvids for the purpose of protecting wild fauna. It does not establish a decision-making framework, but provides scientific insights and identifies uncertainties and issues requiring attention. The competent authority, the Agency for Nature and Forests (ANB), sets the specific authorisation criteria and evidentiary requirements and makes the final assessment. A derogation must meet three conditions: there is no other satisfactory solution, there is a valid ground for derogation, and its implementation complies with the technical requirements.

Other satisfactory solutions

Habitat management is the non-lethal approach with the strongest scientific support for reducing the impact of predation by corvids. Interventions can reduce the vulnerability of prey species and improve their capacity to compensate for losses, while also influencing predator presence and foraging behaviour. Habitat management therefore provides the structural foundation for sustained population recovery. Supplementary predator control may be considered where there is a specific conservation objective, predation remains a relevant local constraint, and the necessary habitat measures are already in place or demonstrably form part of a feasible recovery programme.

Other measures, such as predator-exclusion fencing and individual nest protection, can be effective against certain mammalian predators. They generally offer little protection against corvids. Nevertheless, these measures can contribute to the conservation objective within a multi-species approach by reducing predation pressure from other species.

Grounds for derogation

In Flanders, carrion crow and, to a lesser extent, Eurasian magpie are currently relevant predators of eggs and young birds, as well as the young of small mammals. The report develops a method for estimating the susceptibility of breeding birds to predation by carrion crows and magpies. This

combines Red List status with habitat overlap with the predator, overlap in breeding-season timing, nest vulnerability and the capacity to compensate for losses. The outcome is an initial screening of potential vulnerability, rather than a conclusion about the impact of predation or predator control, and does not automatically justify authorisation for control.

Information on local conditions is important when assessing an application for predator control. Three questions must be assessed separately: does predation occur locally, does it account for a substantial part of the problem facing the target species, and can removing the corvids concerned reasonably be expected to improve the situation? Predator presence must therefore be considered alongside other threats, such as a lack of suitable habitat.

Technical requirements

Where predator control is ecologically justified, it must be targeted and proportionate. The number of animals that may be killed, the permitted methods, and the spatial and temporal limits depend on local conditions. The target species, the local predator population and community, the characteristics of the area and the specific conservation objective all play an important role. Finally, predator control must be verifiable. Monitoring must assess whether predation pressure decreases and the target species benefits, as well as the consequences for the populations of the corvid species being controlled.

Overall conclusion

The available scientific evidence does not support a general derogation for the control of carrion crows or magpies as a measure to protect wild fauna. Lethal predator control may have a role within an area-based, adaptive approach. A predation management plan can establish specific objectives for the target species, identify relevant predators and other limiting factors, and combine habitat management, non-lethal measures and, where appropriate, lethal predator control as complementary interventions. Monitoring both management implementation and progress towards the objectives set for the target species then allows each measure to be continued, adjusted or discontinued according to its results.

A decision-making framework can be informed by scientific evidence, but also involves choices that cannot be derived from that evidence alone. These choices concern both the weight assigned to the different criteria and how uncertainty is addressed. It is therefore important to make these choices explicit, distinguish them from the scientific evidence underpinning the framework, and clarify that the final assessment rests with the competent authority. At the same time, standardised monitoring of the implementation and outcomes of authorised derogations, potentially supplemented by dedicated research, can progressively reduce uncertainties about the effectiveness and consequences of lethal predator control and provide an increasingly robust basis for future decisions.

Inhoudstafel

Dankwoord 1
Samenvatting 1
Aanbevelingen voor beheer en/of beleid 4
Andere bevredigende oplossingen 4
Afwijkingsgrond 4
Technische vereisten 4
Algemeen 5
English abstract 7
Inhoudstafel 9
1. Inleiding 11
1.1 Aanleiding 12
2. Juridisch kader 14
2.1 Europa 14
2.2 Vlaanderen 15
3. Andere bevredigende oplossingen 17
3.1 Achtergrond 17
3.2 Toepassing 19
3.2.1 Maatregelen 20
3.2.1.1 Afschrikking 20
3.2.1.2 Alternatief voedsel 21
3.2.1.3 Negatieve conditionering 22
3.2.1.4 Chemische camouflage 22
3.2.1.5 Predatorwerende omheining 23
3.2.1.6 Individuele nestbescherming 24
3.2.1.7 Beperken van antropogene voedselbronnen 24
3.2.1.8 Vruchtbaarheidscontrole van predatoren 25
3.2.1.9 Herstel van toppredatoren 26
3.2.1.10 Biotoopmaatregelen 26
3.2.2 Conclusie 29
3.2.2.1 Multi-soorten aanpak 30
3.2.2.2 Samenhang biotoopmaatregelen en predatiebeheer 31

4. Afwijkingsgrond 33
4.1 Achtergrond 33
4.2 Toepassing 34
4.2.1 Evaluatie kraaiachtigen 34
4.2.1.1 Beschermingsstatus 34
4.2.1.2 Ecologische relevantie 35
4.2.1.3 Conclusie 36
4.2.2 Evaluatie doelsoorten 36
4.2.2.1 Beschermingsstatus 36
4.2.2.2 Gevoeligheid 37
4.2.2.3 Relevante doelsoorten Vlaanderen 39
4.2.2.4 Conclusie 47
5. Technische vereisten 49
5.1 Achtergrond 49
5.1.1 Soorten en aantallen 49
5.1.2 Methoden 50
5.1.3 Temporele en ruimtelijke schaal 50
5.1.4 Vergunningsverlening en uitvoering 51
5.1.5 Handhaving, monitoring en rapportering 51
5.2 Toepassing 52
5.2.1 Soorten en aantallen 53
5.2.2 Methoden 55
5.2.3 Temporele en ruimtelijke schaal 57
5.2.4 Vergunningsverlening en uitvoering 60
5.2.5 Handhaving, monitoring en rapportering 61
5.3 Conclusie 62
6. Discussie 64
Referenties 68
Bijlage 1 77
Bijlage 2 78
Bijlage 3 81
Bijlage 4 82
Bijlage 5 83

1. Inleiding

Ondanks de inspanningen voor natuurbehoud en -herstel blijft de biodiversiteit in Vlaanderen sterk onder druk staan: van de 4.010 soorten waarvan de status in de Vlaamse Rode Lijsten werd beoordeeld, wordt 28,9% als bedreigd beschouwd en is nog eens 6,9% in de loop van de voorbije eeuw uit Vlaanderen verdwenen (INBO, 2025). Het verdwijnen en de achteruitgang van soorten is het gevolg van een samenspel van factoren, waaronder het verlies en de versnippering van leefgebied en een afname van de habitatkwaliteit. Exemplarisch zijn bijvoorbeeld broedvogels gebonden aan landbouwgebied, die in 2025 met 26,1% zijn afgenomen ten opzichte van de toestand in 2007 (Onkelinx *et al.*, 2026). De achterliggende reden voor deze achteruitgang in Vlaanderen (Dochy & Hens, 2005), maar ook elders in Europa (Donald *et al.*, 2001), is de intensivering van ons landbouwsysteem, met habitatverlies en -degradatie voor grondbroedende akker- en weidevogels tot gevolg. Naast wijzigingen in teelten en technieken gaat het daarbij ook om een afname van structuurvariatie in het landschap, van de beschikbaarheid van voedsel en van de kwaliteit ervan (Butler *et al.*, 2010).

Daarnaast wordt ook de rol van predatie vaak aangehaald in deze context (Bolton *et al.*, 2007; Tapper *et al.*, 1996). In tegenstelling tot de achteruitgang van verschillende soortengroepen hebben sommige generalistische predatoren, zoals vos (*Vulpes vulpes*) of steenmarter (*Martes foina*), de afgelopen decennia een toename in verspreidingsgebied en aantallen gekend (Baert *et al.*, 2025). Een gelijkaardige ontwikkeling deed zich voor bij verschillende kraaiachtigen, waaronder zwarte kraai (*Corvus corone corone*) en ekster (*Pica pica*). Door veranderingen in het landschap als gevolg van onder meer urbanisatie, de intensivering van de landbouw nam voor deze generalistische en opportunistische soorten zowel de voedselbeschikbaarheid als het aanbod aan geschikte nestgelegenheid toe. Mede hierdoor, naast o.a. de afname van intensieve bestrijding, namen hun populaties in de tweede helft van de twintigste eeuw sterk toe, zowel in Vlaanderen (De Smet & Roggeman, 2002) als elders in Europa (Benmazouz *et al.*, 2021; Marchant & Gregory, 1995). Zwarte kraai en ekster behoren daardoor vandaag tot de talrijkste en meest wijdverspreide broedvogels in Vlaanderen (Vermeersch *et al.*, 2020). Buiten de broedperiode zijn deze soorten voornamelijk afhankelijk van plantaardig voedsel, zoals granen, zaden en vruchten, aangevuld met onder meer aas en organisch afval. Tijdens de broedperiode neemt het aandeel dierlijk voedsel in het dieet toe. Ongewervelden, zoals regenwormen, spinnen en insecten(larven), vormen daarbij doorgaans het grootste aandeel, maar ook amfibieën, kleine zoogdieren en de eieren en jongen van andere vogelsoorten worden gegeten.

Predatie door kraaiachtigen en andere predatoren is een onderdeel van ecosystemen en vormt op zichzelf niet noodzakelijk een bedreiging voor het behoud van prooipopulaties. De mate waarin predatie een impact veroorzaakt, hangt onder meer samen met de levensgeschiedenis van de prooisoort. Soorten met een hoge reproductiesnelheid kunnen verliezen doorgaans sneller compenseren dan soorten met een lage reproductiesnelheid en hoge volwassenoverleving. Daarnaast is van belang of mortaliteit als gevolg van predatie compensatorisch is, waarbij vooral

individuen verloren gaan die ook door andere oorzaken zouden sterven, dan wel additief, waarbij predatie de totale mortaliteit daadwerkelijk verhoogt. Veranderingen in het landschap en andere antropogene invloeden kunnen de relaties tussen predator en prooi wijzigen, bijvoorbeeld door de aantallen of ruimtelijke verspreiding van predatoren te beïnvloeden of de mogelijkheden te beperken van prooisoorten om predatie te vermijden of te compenseren (Roos *et al.*, 2018). Hierdoor kan predatie onder bepaalde omstandigheden, al dan niet op lokale schaal, een limiterend effect hebben op populaties van kwetsbare prooisoorten. De uiteindelijke impact wordt bepaald door een complex samenspel van factoren, waaronder interacties tussen verschillende predatorsoorten, verschillen in predatiegevoeligheid tussen soorten en levensstadia van prooisoorten en de manier waarop zowel predator als prooi het landschap gebruiken (Bolton *et al.*, 2007; Laidlaw *et al.*, 2015; Laux *et al.*, 2022; Roos *et al.*, 2018).

In situaties waar soorten onder druk staan door een combinatie van bedreigingen, kan predatie een bijkomende limiterende factor vormen en het herstel van populaties bemoeilijken. Wanneer dit het geval is kan een effectief predatiebeheer bijdragen aan deze doelstelling, bijvoorbeeld door de predatiedruk tijdelijk te verlagen terwijl maatregelen worden genomen om onderliggende oorzaken, zoals habitatverlies en -degradatie, aan te pakken (Baert *et al.*, 2025). Onder predatiebeheer begrijpen we hierbij het geheel aan maatregelen dat erop gericht is de impact van predatie op een prooisoort te verminderen. Dit kan zowel biotoopbeheer als andere niet-letale en letale maatregelen omvatten. Predatorbeheersing is daarentegen specifiek gericht op het reduceren van het aantal predatoren door middel van letale maatregelen en vormt daarmee slechts één mogelijke component van een bredere strategie voor predatiebeheer.

1.1 Aanleiding

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 of verstoring van de predatorgemeenschap neveneffecten kan hebben m.b.t. bijvoorbeeld ziekteverspreiding, etc. (Jiguet, 2020; Malpas *et al.*, 2013; Martin *et al.*, 2010; Smith *et al.*, 2010). Daarnaast kan de inzet van letale maatregelen op gespannen voet staan met de beschermingsstatus van bepaalde predatorsoorten, waardoor een zorgvuldige afweging noodzakelijk is. Dit geldt ook voor kraaiachtigen, die in Vlaanderen wettelijk beschermd zijn en waarvoor predatorbeheersing enkel mogelijk is binnen de voorwaarden die gelden voor een afwijking van deze bescherming. De beoordeling van dergelijke afwijkingsaanvragen vereist een zorgvuldige afweging van de beschikbare wetenschappelijke kennis over de ecologische impact van kraaiachtigen, de kwetsbaarheid van de te beschermen soorten, de effectiviteit van mogelijke maatregelen en de juridische voorwaarden waaronder een afwijking kan worden toegestaan.

Dit rapport heeft daarom als doel de beleidsmatige achtergrond en de beschikbare wetenschappelijke kennis samen te brengen die relevant is voor de beoordeling van afwijkingsaanvragen voor de bescherming van wilde fauna tegen predatie door kraaiachtigen. De soortspecifieke gevoeligheidsscreening verderop in dit rapport is daarbij beperkt tot broedvogels.

Hiervoor wordt gebruikgemaakt van verschillende typen bronnen. De Europese en Vlaamse regelgeving vormen het juridisch vertrekpunt. Verder bespreken we deze regelgeving aan de hand van zogenaamde Guidance Documents van de Europese Commissie. Deze documenten zijn niet juridisch bindend en creëren geen bijkomende verplichtingen, maar verduidelijken de interpretatie en praktische toepassing van het bestaande juridische kader. Bestaande beoordelingskaders uit binnen- en buitenland worden gebruikt om na te gaan hoe deze juridische voorwaarden elders in de praktijk worden geoperationaliseerd. Ten slotte wordt de internationale literatuur gebruikt om de ecologische en wetenschappelijke onderbouwing te bieden voor de verschillende elementen die bij een beoordeling relevant kunnen zijn.

Op basis van deze bronnen worden de wetenschappelijke bouwstenen geïdentificeerd die een beoordeling kunnen ondersteunen. Het rapport beoogt uitdrukkelijk niet zelf een Vlaams beslissingskader of een beslissingsboom op te stellen. De uiteindelijke beleidsmatige en juridische afweging en de opmaak van concrete toelatingscriteria voor een beoordelingskader behoren tot de bevoegdheid van het Agentschap voor Natuur en Bos (ANB).

2. Juridisch kader

2.1 Europa

De bescherming van wilde vogelsoorten binnen de Europese Unie is opgenomen in de Vogelrichtlijn (Richtlijn 2009/147/EG). Deze richtlijn heeft als doel alle van nature in het wild voorkomende vogelsoorten op het Europese grondgebied van de lidstaten in een gunstige staat van instandhouding te behouden of, waar nodig, te herstellen. De richtlijn steunt op twee complementaire pijlers. Enerzijds voorziet zij in een gebiedsgerichte bescherming via de aanwijzing en het beheer van speciale beschermingszones voor bepaalde vogelsoorten en hun leefgebieden. Anderzijds legt zij een algemeen beschermingsregime op dat geldt voor alle vogelsoorten die van nature voorkomen binnen de Europese Unie, ongeacht hun zeldzaamheid of staat van instandhouding, waaronder dus de kraaiachtigen die besproken worden in dit rapport. Dit beschermingsregime betreft een verbod op het opzettelijk doden of vangen van vogels, het vernielen of beschadigen van nesten en eieren, het rapen van eieren en het opzettelijk verstoren van vogels.

De Vogelrichtlijn voorziet echter in een aantal mogelijkheden om onder strikt omschreven voorwaarden van dit beschermingsregime af te wijken. Zo bepaalt artikel 7 de mogelijkheid voor jacht op de vogelsoorten die zijn opgenomen in Bijlage II van de richtlijn. Verschillende kraaiachtigen, namelijk zwarte kraai, ekster, kauw (*Coloeus monedula*), roek (*Corvus frugilegus*) en gaai (*Garrulus glandarius*) zijn in deze bijlage opgenomen. Voor deze soorten kan jacht door een lidstaat van de Europese Unie dus onder voorwaarden worden toegestaan, mits dit de instandhouding van de populaties niet in het gedrang brengt.

Daarnaast voorziet artikel 9 in een systeem van afwijkingen waarmee lidstaten onder bepaalde omstandigheden kunnen afwijken van de verbodsbepalingen. Een afwijking kan uitsluitend worden toegestaan wanneer aan de volgende voorwaarden is voldaan:

- er bestaat geen andere bevredigende oplossing
- de afwijking wordt aangevraagd omwille van de volgende redenen:
    - in het belang van de volksgezondheid en openbare veiligheid;
    - in het belang van de veiligheid van het luchtverkeer;
    - ter voorkoming van belangrijke schade aan gewassen, vee, bossen, visserij en wateren;
    - ter bescherming van flora en fauna;
    - voor doeleinden in verband met onderzoek en onderwijs, het uitzetten en herinvoeren van soorten en voor de met deze doeleinden samenhangende teelt;
    - teneinde het vangen, het houden of elke andere wijze van verstandig gebruik van bepaalde vogels in kleine hoeveelheden selectief en onder strikt gecontroleerde omstandigheden toe te staan.
- In de afwijkende bepaling moet worden vermeld:

- voor welke soorten mag worden afgeweken;
- welke middelen, installaties of methoden voor het vangen of doden zijn toegestaan;
- onder welke voorwaarden met betrekking tot het risico en onder welke omstandigheden van tijd en van plaats deze afwijkende maatregelen mogen worden genomen;
- welke autoriteit bevoegd is te verklaren dat aan die voorwaarden is voldaan, en te beslissen welke middelen, installaties of methoden mogen worden aangewend, binnen welke grenzen en door welke personen;
- welke controles zullen worden uitgevoerd.

Daarnaast zijn de lidstaten verplicht jaarlijks aan de Europese Commissie te rapporteren over de toepassing van de verleende afwijkingen. Op basis van deze informatie ziet de Commissie er voortdurend op toe dat de gevolgen van de toegepaste afwijkingen verenigbaar blijven met de doelstellingen van de Vogelrichtlijn. Indien nodig neemt zij de passende maatregelen.

2.2 Vlaanderen

De lidstaten zijn verplicht de bepalingen van de Vogelrichtlijn om te zetten in hun nationale of regionale wetgeving. In Vlaanderen gebeurde deze omzetting via het Decreet betreffende het natuurbehoud en het natuurlijk milieu (Natuurdecreet) en de uitvoeringsbesluiten ervan, in het bijzonder het Besluit van de Vlaamse Regering van 15 mei 2009 met betrekking tot soortenbescherming en soortenbeheer (Soortenbesluit). Het Soortenbesluit concretiseert de algemene beschermingsregeling van de Vogelrichtlijn binnen Vlaanderen. Het bepaalt o.a. welke handelingen ten aanzien van beschermde soorten verboden zijn, onder welke voorwaarden hiervan kan worden afgeweken en welke procedure daarbij moet worden gevolgd.

Voor soorten die overeenkomstig artikel 7 van de Vogelrichtlijn als jachtsoort kunnen worden aangewezen, geldt daarnaast de Vlaamse jachtregelgeving. Zwarte kraai, ekster en gaai zijn opgenomen in Bijlage II, deel B, van de Vogelrichtlijn en België is voor deze soorten aangeduid als lidstaat waar jacht kan worden toegestaan. Kauw en roek zijn eveneens opgenomen in Bijlage II, deel B, maar België is voor deze soorten niet aangeduid, zodat zij hier niet op grond van artikel 7 als jachtsoort kunnen worden aangewezen. Zwarte kraai, ekster en gaai zijn momenteel evenmin opgenomen in de lijst van jachtwildsoorten in Vlaanderen. Handelingen die ten aanzien van deze beschermde soorten verboden zijn, kunnen bijgevolg niet op basis van de reguliere jachtregeling worden uitgevoerd, maar vereisen dus een afwijking op het Soortenbesluit.

Het Soortenbesluit voorziet daarvoor twee nauw verwante opties. Op grond van artikel 19, eerste lid, kunnen specifieke afwijkingen worden verleend volgens de algemene voorwaarden en procedure van artikel 20 en volgende. Daarnaast voorziet artikel 19, tweede lid, voor een aantal soorten en situaties in een bijzondere regeling waarvan de voorwaarden verder zijn uitgewerkt in Bijlage 3. Voor de problematiek van predatie door kraaiachtigen is daarin bepaald dat zwarte kraai en ekster gedurende het hele jaar kunnen worden bestreden om de wilde fauna en flora te beschermen of de natuurlijke

habitats in stand te houden. Bestrijding op grond van Bijlage 3 is daarbij enkel toegestaan ten aanzien van volgroeide individuen en kan alleen plaatsvinden wanneer geen andere bevredigende oplossing bestaat. Dit laatste wordt beoordeeld aan de hand van de vraag of alle maatregelen zijn genomen die redelijkerwijs mogen worden verwacht om de betrokken natuurwaarden te vrijwaren.

Bestrijding moet vooraf bij het Agentschap voor Natuur en Bos (ANB) worden aangevraagd via het daarvoor voorziene formulier[1], voor onafhankelijke jachtrechthouders en erkende wildbeheereenheden kan de aanvraag ook via het faunabeheerplan gebeuren. ANB gaat na of aan de voorwaarden voor bestrijding is voldaan en neemt binnen twee werkdagen na ontvangst van de aanvraag een gemotiveerde beslissing. De bestrijding mag pas starten na ontvangst van een gunstige beslissing en een aanvraag kan maximaal betrekking hebben op de periode tot het einde van het betreffende kalenderjaar. Uit de aanvraag moet onder meer blijken dat andere mogelijke oplossingen zonder bevredigend resultaat werden toegepast, welke bestrijdingsmiddelen worden voorzien en de vermoedelijke omvang van de schade die de aanvrager wil voorkomen of beperken, of de natuurwaarden en ecologische processen die hij beoogt te vrijwaren. Daarnaast moet de locatie van de bestrijding nauwkeurig worden aangeduid, hetzij op kaart, hetzij, wanneer de bestrijding plaatsvindt op een jachtterrein, aan de hand van de betrokken jachtterreinnummers uit het goedgekeurde jachtplan. Indien vangmiddelen worden ingezet, moet ook het aantal gebruikte vallen of kooien worden opgegeven. ANB kan toezicht uitoefenen en de toegestane bestrijding op elk moment gemotiveerd beperken of verbieden.

Ook de toegelaten bestrijdingsmiddelen en de wijze waarop deze mogen worden gebruikt, zijn in Bijlage 3 geregeld. Voor zwarte kraai en ekster kunnen onder meer de volgens de jachtregelgeving toegelaten vuurwapens en munitie, roofvogels, trechtervallen en Larsen-kooien worden gebruikt. Daarnaast laat de huidige regeling onder bepaalde voorwaarden ook soortgerichte akoestische lokmiddelen, dode lokdieren van dezelfde soort en kunstmatige lokdieren toe. Het gebruik van vuurwapens is voorbehouden aan personen met een geldig jachtverlof en is enkel toegestaan tussen de officiële zonsopgang en zonsondergang. Schieten met vuurwapens in nesten is verboden.

Voor trechtervallen en Larsen-kooien gelden bijkomende voorwaarden. Deze mogen enkel vangklaar worden opgesteld van 16 februari tot en met 15 oktober en mogen geen vlees of slachtafval als lokaas bevatten. Per toegelaten trechterval of Larsen-kooi mogen maximaal twee levende lokdieren van de soort waarop de bestrijding gericht is worden gehouden, gebruikt en vervoerd. Deze lokdieren moeten beschikken over voedsel, water en beschutting. De vallen en kooien moeten dagelijks worden gecontroleerd, uiterlijk één uur na officiële zonsondergang, waarbij niet-doelsoorten onmiddellijk ter plaatse moeten worden vrijgelaten. Deze controle mag ook via elektronisch toezicht gebeuren. Elke val of kooi moet bovendien voorzien zijn van een weersbestendig identificatieplaatje met onder meer de te bestrijden soort, het telefoonnummer van ANB en, indien van toepassing, het jachtverlofnummer van de plaatser.

[1] https://natuurenbos.vlaanderen.be/dieren-en-planten/soortenbescherming/afwijkingen-op-het-soortenbesluit

De bestrijding mag worden uitgevoerd door de eigenaar, huurder, exploitant, grondgebruiker of bijzondere veldwachter van het betrokken terrein. Ook een derde kan de bestrijding uitvoeren, mits schriftelijke toestemming van de eigenaar, verhuurder, exploitant of grondgebruiker. Bij de uitvoering moet bijzondere aandacht worden besteed aan de veiligheid en aan de verenigbaarheid van de bestrijding met activiteiten van andere gebruikers van het buitengebied.

Ten slotte geldt een rapporteringsplicht: uiterlijk vóór 1 april moet aan ANB worden gerapporteerd hoeveel dieren in het voorafgaande kalenderjaar op basis van deze bepalingen werden gedood. Voor onafhankelijke jachtrechthouders en erkende WBE's kan deze rapportering via het wildrapport gebeuren. De dieren moeten op een diervriendelijke manier worden gedood en kadavers die niet voor consumptie worden gebruikt, moeten op een milieuhygiënisch verantwoorde wijze worden verwerkt. Dieren die overeenkomstig Bijlage 3 werden bestreden, mogen gedurende de toegestane bestrijdingsperiode en tot en met de tiende dag na afloop daarvan worden vervoerd, maar mogen niet worden gekocht of verkocht.

Bijlage 3 operationaliseert daarmee voor een aantal specifieke combinaties van soorten, afwijkingsgronden, perioden en bestrijdingsmethoden een bijzonder afwijkingsregime binnen het Soortenbesluit. Daarnaast blijft de mogelijkheid bestaan om via artikel 19 en volgende een specifieke afwijking aan te vragen, waarbij de voorwaarden van artikel 20 afzonderlijk worden beoordeeld. Voor predatiebeheer is dit onderscheid relevant: Bijlage 3 voorziet ter bescherming van wilde fauna en flora enkel in bestrijding van zwarte kraai en ekster, terwijl een eventuele afwijking voor andere kraaiachtigen via de algemene afwijkingsprocedure moet verlopen. In beide gevallen blijven de onderliggende vereisten van de Vogelrichtlijn bepalend: (1) er bestaat geen andere bevredigende oplossing, (2) de afwijking berust op een geldige afwijkingsgrond en (3) de uitvoering gebeurt overeenkomstig de voorgeschreven technische voorwaarden. De verdere hoofdstukken van dit rapport bespreken de wetenschappelijke invulling van deze voorwaarden voor afwijkingsaanvragen die worden ingediend met het oog op het verminderen van een impact van predatie door kraaiachtigen op wilde fauna.

3. Andere bevredigende oplossingen

3.1 Achtergrond

Een eerste voorwaarde voor het verlenen van een afwijking op de beschermingsbepalingen die in Vlaanderen van toepassing zijn op kraaiachtigen is dat er geen andere bevredigende oplossing voorhanden is. De Europese Commissie verduidelijkt de interpretatie van deze voorwaarde in het *Guidance document on the general system of protection of bird species - Article 5 and Article 9 of the Birds Directive* (Europese Commissie, 2026), waarin de toepassing van de Vogelrichtlijn wordt toegelicht. Volgens deze richtlijnen kan een afwijking slechts worden toegestaan wanneer het nagestreefde doel niet op een andere, voldoende doeltreffende wijze kan worden bereikt die geen,

of een meer beperkte, inbreuk vormt op de beschermingsbepalingen en doelstellingen van de Vogelrichtlijn.

De beoordeling hiervan moet steeds geval per geval gebeuren en moet gebaseerd zijn op de best beschikbare wetenschappelijke kennis. Daarbij moeten achtereenvolgens drie vragen worden beantwoord:

- Welk concreet probleem of welke specifieke situatie moet worden opgelost?
- Welke alternatieve oplossingen zijn beschikbaar?
- Kunnen deze alternatieven het probleem op een bevredigende wijze oplossen?

Het begrip alternatieve oplossing wordt door de Europese Commissie ruim geïnterpreteerd. Het beperkt zich niet tot alternatieve vormen van beheer, maar omvat alle redelijke maatregelen waarmee hetzelfde doel kan worden bereikt met een meer beperkte impact op beschermde vogelsoorten. Afhankelijk van het concrete probleem dat zich stelt kunnen deze oplossingen onder meer bestaan uit communicatie- en sensibiliseringsmaatregelen om kennis rond een bepaald conflict te duiden en zo op te lossen, of het gebruik van een andere locatie voor een bepaalde activiteit om conflict te vermijden. Welke maatregelen als een bevredigende oplossing kunnen worden beschouwd, is echter steeds afhankelijk van de betrokken soort, de afwijkingsgrond, de lokale omstandigheden en de beschikbare wetenschappelijke kennis. Een maatregel die in de ene situatie doeltreffend is, hoeft dat in een andere situatie niet te zijn. Zo kan afschrikking voor bepaalde vogelsoorten een voldoende doeltreffend alternatief vormen, terwijl dit bij andere soorten weinig effect heeft doordat er gewenning optreedt.

De beoordeling van alternatieve oplossingen moet bovendien gebeuren volgens het evenredigheidsbeginsel. Daarbij kan rekening worden gehouden met onder meer de wetenschappelijke onderbouwing, technische haalbaarheid, de economische kost, de ernst van het probleem en de gevolgen voor de instandhouding van de soort(en) waarvoor de afwijking aangevraagd wordt. Centraal staat de vraag of een alternatief het nagestreefde doel op een voldoende doeltreffende en haalbare manier kan bereiken, rekening houdend met de bijkomende kosten en inspanningen enerzijds en de voordelen voor de bescherming van de betrokken soorten anderzijds. Naarmate een alternatief minder doeltreffend, moeilijker uitvoerbaar of onevenredig belastend is in verhouding tot de te verwachten meerwaarde, kan dit zwaarder doorwegen in de beoordeling. Economische overwegingen mogen bijvoorbeeld worden meegewogen, maar kunnen op zichzelf geen voldoende reden vormen om een technisch haalbaar alternatief als onbevredigend uit te sluiten. Evenmin kan een alternatief als onbevredigend worden beschouwd enkel omdat het meer inspanningen vergt, een gedragswijziging vraagt van de aanvrager of afwijkt van een traditionele praktijk.

De Europese Commissie benadrukt verder dat alternatieve bevredigende oplossingen niet noodzakelijk inhouden dat het probleem volledig moet worden opgelost. Wanneer een maatregel het probleem weliswaar niet volledig wegneemt, maar de negatieve effecten aanzienlijk kan verminderen, dient deze te worden toegepast eventueel in combinatie met een toegestane afwijking.

Pas wanneer voldoende is aangetoond dat alle redelijkerwijs beschikbare alternatieven het probleem niet op een bevredigende wijze kunnen oplossen, kan worden geconcludeerd dat aan de voorwaarde "geen andere bevredigende oplossing" is voldaan.

3.2 Toepassing

Bij afwijkingen die worden aangevraagd voor de bestrijding van kraaiachtigen met als doel de impact van predatie op prooisoorten te beperken, vormt de evaluatie van alternatieve, niet-letale predatiebeheermaatregelen voor de betreffende soort die een bevredigende oplossing kunnen bieden een essentieel onderdeel van de afwijkingsprocedure. Er bestaat een breed aanbod aan maatregelen waarmee getracht kan worden de impact van predatie op bepaalde prooisoorten te verminderen. Of een bepaalde maatregel in een concrete situatie als een bevredigende oplossing kan worden beschouwd, hangt af van verschillende factoren. Naast de aangetoonde effectiviteit in het behalen van de doelstelling spelen onder meer de technische uitvoerbaarheid, toepasbaarheid op de relevante ruimtelijke schaal, benodigde inspanning (vb lokaliseren van te beschermen nesten) en middelen, mogelijke neveneffecten en de specifieke ecologische omstandigheden een rol. Ook de termijn waarbinnen een maatregel daadwerkelijk effectief is, moet daarbij in rekening worden gebracht. Sommige maatregelen, in het bijzonder habitatherstel, kunnen pas na verloop van tijd voldoende bescherming bieden. Een maatregel kan daardoor een geschikte structurele oplossing vormen, maar op korte termijn onvoldoende zijn om een acuut beschermingsprobleem aan te pakken.

Langetermijnmaatregelen kunnen daarom parallel worden uitgevoerd met kortetermijnmaatregelen om onmiddellijke problemen aan te pakken. Of in die overgangsperiode ook een afwijking voor predatorbeheer gerechtvaardigd is, moet evenwel afzonderlijk en geval per geval worden beoordeeld. De uiteindelijke beoordeling vereist een afweging van zowel de verwachte effectiviteit als de haalbaarheid, schaal en tijdsduur van de beschikbare maatregelen in verhouding tot de aard en urgentie van het beschermingsprobleem.

Voor dit rapport beperken we ons daarom tot het samenvatten van de wetenschappelijke onderbouwing van de effectiviteit van de verschillende maatregelen. Effectiviteit wordt hier gedefinieerd als de mate waarin een maatregel bijdraagt aan het bereiken van de vooropgestelde beheerdoelstelling, in dit geval het verminderen van de impact van predatie op bepaalde prooisoorten. Maatregelen die kaderen binnen deze doelstelling kunnen rechtstreeks ingrijpen op de interactie tussen predator en prooi, bijvoorbeeld door nesten fysiek te beschermen, maar kunnen ook bv. gericht zijn op het verminderen van de aantrekkelijkheid van een gebied voor predatoren of op het verhogen van de capaciteit van prooipopulaties om predatiedruk te compenseren. Bijgevolg kan de effectiviteit van deze maatregelen op verschillende niveaus worden vastgesteld. Een effectieve maatregel kan bijvoorbeeld het aantal gepredeerde nesten reduceren, maar ook het nest- of broedsucces verhogen waardoor predatie gecompenseerd wordt.

In de praktijk worden maatregelen ook vaak gecombineerd, waarbij juist een combinatie van verschillende ingrepen het meest effectief kan zijn. De effecten van afzonderlijke maatregelen zijn

dan moeilijk van elkaar te onderscheiden en kunnen bovendien van elkaar afhankelijk zijn. Een beperkte of onvoldoende aangetoonde effectiviteit van één maatregel afzonderlijk betekent daarom niet noodzakelijk dat deze maatregel geen waarde kan hebben als onderdeel van een bredere beheerstrategie. Omgekeerd betekent een aangetoond effect onder experimentele of sterk gecontroleerde omstandigheden niet noodzakelijk dat een maatregel op zichzelf voldoende effectief of praktisch toepasbaar is om in een concrete situatie een bevredigende oplossing te vormen.

3.2.1 Maatregelen

Op basis van de uitgebreide literatuurstudie van Baert *et al.* (2025), aangevuld met recente relevante literatuur, bespreken we de beschikbare wetenschappelijke onderbouwing voor de effectiviteit van verschillende niet-letale maatregelen voor predatiebeheer. Daarbij beschouwen we zowel onderzoek dat specifiek betrekking heeft op kraaiachtigen als, waar relevant, studies naar de toepassing van deze maatregelen bij andere predatorsoorten. Een positieve beoordeling wordt gegeven wanneer de beschikbare wetenschappelijke literatuur overwegend wijst op een effectieve maatregel en voldoende duidelijkheid biedt over de omstandigheden waarin deze effectief kan worden ingezet. Een negatieve beoordeling geeft aan dat de beschikbare studies overwegend geen relevant effect aantonen. Een onduidelijke beoordeling wordt gebruikt wanneer de beschikbare resultaten onvoldoende of tegenstrijdig zijn, of wanneer de effectiviteit sterk contextafhankelijk is en daardoor geen eenduidige beoordeling mogelijk is. Tabel 1 geeft hiervan een samenvattend overzicht.

3.2.1.1 Afschrikking

Afschrikking omvat visuele, auditieve of gecombineerde maatregelen waarmee wordt geprobeerd predatoren tijdelijk uit de omgeving van kwetsbare prooien of nesten te weren. Voor kraaiachtigen worden dergelijke middelen frequent toegepast om landbouwschade te beperken (Enos *et al.*, 2021). Hoewel hiermee de gewenste reacties kunnen worden uitgelokt, wordt de langdurige effectiviteit vaak beperkt door gewenning. Voor nestbescherming kan een kortstondige en lokale toepassing echter wel mogelijkheden bieden. Zo rapporteerde Loof (2020) een hoger uitkomstsucces bij nesten van kievit (*Vanellus vanellus*), wulp (*Numenius arquata*) en scholekster (*Haematopus ostralegus*) beschermd met ultrasone afschrikking, voornamelijk gericht op zoogdierpredatoren. Bij dergelijke toepassingen kunnen frequenties worden gebruikt die door zoogdieren, maar niet of nauwelijks door vogels worden waargenomen, waardoor neveneffecten op de doelsoort beperkt kunnen blijven. De beschikbare onderbouwing voor de effectiviteit van deze toepassing bij reële nesten is echter nog vrij beperkt (Gautschi *et al.*, 2024).

Voor kraaiachtigen is deze selectiviteit niet van toepassing. Husby & Slagsvold (2025) toonden wel aan dat onbekende objecten aangebracht bij kunstnesten een neofobische reactie kunnen uitlokken bij kraaiachtigen, en op deze manier predatie beperkt kan worden. Of dit bij reële nesten ook leidt tot minder predatie en bijgevolg een hoger broedsucces is niet aangetoond. De onderzoekers wijzen namelijk zelf op mogelijke verstoring van doelsoorten of nestverlating bij toepassing van onbekende

objecten rond actieve nesten. Bovendien moeten de nestlocaties van de doelsoort gekend zijn, wat voor bepaalde soorten erg arbeidsintensief kan zijn.

Afschrikking biedt dus theoretisch mogelijkheden om predatie lokaal en tijdelijk te beperken. Echter ontbreekt momenteel voldoende consistent bewijs dat dergelijke maatregelen bij reële nesten leiden tot een vermindering van de impact van predatie. De effectiviteit wordt daarom voor zowel kraaiachtigen als andere predatoren als onduidelijk (/) beoordeeld.

3.2.1.2 Alternatief voedsel

Bij deze maatregel wordt predatoren een alternatieve, gemakkelijk beschikbare voedselbron aangeboden met als doel predatie op kwetsbare prooisoorten te verminderen. De maatregel kan vooral effectief zijn wanneer het aangeboden voedsel een aantrekkelijk alternatief vormt voor de prooisoort en gericht beschikbaar wordt gesteld tijdens de periode waarin deze het kwetsbaarst is. Voor verschillende predatoren bestaan experimentele aanwijzingen dat dit kan leiden tot een hoger broedsucces van de doelsoort. Zo toonden Mason *et al.* (2021) dat het aanbieden van alternatief voedsel voor rode wouw (*Milvus milvus*) de predatiedruk op kievitkuikens kan verminderen waardoor de productiviteit van kieviten in deze studie verdubbelde. Recent werd ook aangetoond dat alternatief voedsel voor voornamelijk marterachtigen de predatie van auerhoen (*Tetrao urogallus*) nesten sterk kan verminderen (Bamber *et al.*, 2024) en uiteindelijk gepaard kan gaan met een significante stijging in het aantal jongen die uitvliegen (Bamber *et al.*, 2025).

In de meeste gevallen gaat het hierbij om het ‘kunstmatig’ aanbieden van voedsel, zoals slachtafval. Ook het verhogen van het natuurlijke aanbod aan alternatieve prooien of voedselbronnen via biotoopbeheer kan echter potentieel de predatiedruk op kwetsbare doelsoorten verminderen, door de voedselkeuze van generalistische predatoren te verschuiven. Dit wordt verder besproken onder 3.2.1.10.

Voor kraaiachtigen ontbreekt vooralsnog rechtstreeks bewijs dat gericht aanbieden van alternatief voedsel leidt tot een duurzame vermindering van nestpredatie of een hoger broedsucces van doelsoorten. Het voeren houdt bovendien potentiële risico's in. Voorspelbare voedselbronnen kunnen predatoren aantrekken of lokaal concentreren, waardoor de predatiedruk in de omgeving net kan toenemen. Zo vonden Hanmer *et al.* (2017) een hogere kans op predatie van kunstnesten nabij voederplaatsen die onder andere door ekster en gaai werden bezocht. Deze resultaten benadrukken het belang van monitoring van mogelijke onbedoelde effecten, en een zorgvuldige ruimtelijke en temporele toepassing waardoor deze vermeden kunnen worden (Palencia *et al.*, 2026).

Afleidend voeren kan dus onder de juiste omstandigheden een effectieve niet-letale maatregel vormen, waarbij voor sommige zoogdierpredatoren en roofvogels effecten tot op het niveau van broedsucces of productiviteit van de doelsoort zijn aangetoond. De effectiviteit is echter sterk afhankelijk van de ruimtelijke en temporele toepassing en kan ook ongewenste effecten hebben, waardoor meer onderzoek nodig is om een effectieve toepassing mogelijk te maken. Voor

kraaiachtigen ontbreekt ook voldoende rechtstreeks bewijs voor een gunstig effect op nestpredatie of broedsucces. De effectiviteit wordt daarom als onduidelijk (/) voor zowel kraaiachtigen als andere predatoren beoordeeld.

3.2.1.3 Negatieve conditionering

Bij negatieve conditionering wordt getracht predatoren een bepaalde prooi te laten associëren met een negatieve ervaring, zodat deze vervolgens wordt vermeden. Binnen predatiebeheer gebeurt dit voornamelijk door eieren van kunstnesten te behandelen met een stof die na consumptie predatoren tijdelijk onwel maakt. Deze ervaring wordt vervolgens geassocieerd met de voedselbron, waardoor predatie van reële nesten in principe zou afnemen. Voor verschillende predatoren zijn hiermee positieve resultaten behaald. Zo verminderde negatieve conditionering van vossen de predatie op artificiële nesten van rode patrijs (*Alectoris rufa*) en ging dit uiteindelijk gepaard met een hogere productiviteit en dichtheid van de doelsoort (Tobajas *et al.*, 2020). Ook voor kraaiachtigen bestaan experimentele aanwijzingen voor een effect. Zo werd een verminderde predatie van kunstnesten vastgesteld na negatieve conditionering van Stellers gaaien (*Cyanocitta stelleri*) (Gabriel & Golightly, 2014), bonte kraaien (*Corvus corone cornix*) (Bogliani & Bellinato, 1998), schildraven (*Corvus albus)* (Ferguson *et al.*, 2021) en raven (*Corvus corax*) (Avery *et al.*, 1995).

De meeste studies zijn echter uitgevoerd met artificiële nesten of experimenteel aangeboden eieren, waardoor de toepasbaarheid op natuurlijke nesten en prooipopulaties nog onvoldoende is onderzocht. Verder is de toepassing niet altijd eenduidig. Zo zijn er studies rond bv. zwarte kraaien waar deze behandelde en onbehandelde eieren kunnen onderscheiden (Cox *et al.*, 2004) of geen succesvolle aversie tegen eieren kon worden opgewekt (Catry & Granadeiro, 2006). Bovendien is de aangeleerde aversie doorgaans individueel en mogelijk tijdelijk, waardoor nieuwe of immigrerende predatoren opnieuw moeten worden geconditioneerd. De effectiviteit is daardoor sterk afhankelijk van onder meer de gebruikte stof, predatorsoort, lokale predatordichtheid en de mate waarin de aangeleerde aversie wordt overgedragen naar natuurlijke prooien (Tobajas *et al.*, 2026).

Negatieve conditionering biedt daarmee veelbelovende mogelijkheden om predatie lokaal te verminderen, en voor zoogdierpredatoren zijn ook positieve effecten voor doelsoorten aangetoond. De beschikbare resultaten zijn echter te beperkt en contextafhankelijk om te besluiten dat de maatregel algemeen tot een duurzame vermindering van predatie of verbetering van het broedsucces leidt. De effectiviteit wordt daarom voor zowel kraaiachtigen als andere predatoren als onduidelijk (/) beoordeeld.

3.2.1.4 Chemische camouflage

Chemische camouflage heeft als doel de geursignalen waarmee bepaalde predatoren zoals zoogdieren hun prooien lokaliseren minder informatief te maken. Hierbij kunnen bijvoorbeeld geuren van de doelsoort vooraf en verspreid in een gebied worden aangebracht waarbij het lokaliseren van de geur voor een predator geen voedsel opbrengt. Predatoren kunnen hierdoor leren

dat deze geur geen betrouwbare aanwijzing vormt voor de aanwezigheid van een prooi, waardoor de zoektijd toeneemt en de kans op het vinden van echte nesten kan afnemen.

Voor zoogdierpredatoren bestaan verschillende experimentele aanwijzingen dat deze aanpak nestpredatie kan verminderen. Zo toonden Selonen *et al.* (2022) dat het verspreiden van producten die de geur van watervogels imiteren de predatie van kunstnesten door vossen sterk verminderde, zonder dat de aanwezigheid van vossen zelf afnam. Bij wasbeerhonden werd daarentegen geen effect gevonden, wat erop wijst dat de werkzaamheid afhankelijk is van het soortspecifieke zoekgedrag van een predator. De beschikbare studies zijn echter nog beperkt en een recente meta-analyse vond op basis van beschikbare toepassingen geen significant positief effect van chemische camouflage op broedsucces (Gautschi *et al.*, 2024).

Voor kraaiachtigen is de toepasbaarheid duidelijk minder. Hoewel ze over een functioneel reukvermogen beschikken, zoeken kraaiachtigen hun voedsel waarschijnlijk vooral op basis van visuele signalen (Santisteban *et al.*, 2002). Het manipuleren van geursignalen lijkt daarom weinig potentieel te bieden om nestpredatie door kraaiachtigen te verminderen. Daarom wordt de maatregel dan ook beoordeeld niet relevant (-).

Chemische camouflage biedt dus vooral perspectief voor predatorsoorten die sterk afhankelijk zijn van geur om nesten te lokaliseren, voornamelijk zoogdieren, maar de beschikbare resultaten zijn nog beperkt en predator-specifiek, daarom beoordelen we dit als onduidelijk (/).

3.2.1.5 Predatorwerende omheining

Predatorwerende omheiningen worden rond gekende broedgebieden geplaatst om predatoren fysiek de toegang te verhinderen. Vooral elektrische omheiningen worden frequent toegepast om zoogdierpredatoren, zoals vos, uit broedgebieden van grondbroedende vogels te weren. Voor deze toepassing is de effectiviteit goed onderbouwd (zie Baert *et al.* 2025). Verschillende studies hebben aangetoond dat goed ontworpen predatorwerende omheiningen het broedsucces verhogen, productiviteit verhogen en populaties doen toenemen van prooisoorten (Gautschi *et al.*, 2024; Malpas *et al.*, 2013).

De maatregel vraagt echter een intensieve opvolging en goed onderhoud om duurzaam effectief te blijven (Jackson, 2001). Bovendien is toepassing voornamelijk haalbaar op relatief beperkte oppervlakten, bijvoorbeeld bij koloniebroedende zeevogels of in kernen van weidevogelgebieden met hoge broeddichtheden. De effectiviteit is daarnaast afhankelijk van de betrokken predator: kleinere zoogdieren kunnen bepaalde omheiningen nog passeren, terwijl een slecht onderhouden of tijdelijk onderbroken elektrische omheining haar werking snel kan verliezen. Voor vliegende predatoren zoals kraaiachtigen vormen klassieke omheiningen uiteraard geen fysieke barrière.

Predatorwerende omheiningen zijn bijgevolg een aantoonbaar effectieve maatregel (+) tegen bepaalde zoogdierpredatoren, waarbij effecten tot op het niveau van nestoverleving, kuikenoverleving en productiviteit zijn vastgesteld. Omdat klassieke omheiningen kraaiachtigen niet

verhinderen om broedgebieden of nesten te bereiken, wordt de effectiviteit voor kraaiachtigen als niet effectief (-) beoordeeld.

3.2.1.6 Individuele nestbescherming

Bij individuele nestbescherming worden gelokaliseerde nesten met kooien of (meer gebruikelijk) elektrische rasters tegen predatoren beschermd. Voor verschillende grondbroedende vogels is aangetoond dat dit het nestsucces kan verhogen en in sommige gevallen kan bijdragen aan een hogere productiviteit of lokale populatietoename. Dit werd onder meer aangetoond voor kleine plevier (*Charadrius dubius*) (Gulickx & Kemp, 2007) en wulp (*Numenius arquata*), waarvoor zowel internationaal (Ottens *et al.*, 2021b) als in Vlaanderen positieve effecten op het nestsucces werden vastgesteld (Nijs *et al.*, 2024). De maatregel is wel arbeidsintensief en daardoor vooral op beperkte schaal toepasbaar. Mogelijke neveneffecten zijn nestverlating en een verhoogd risico op predatie van adulte vogels wanneer de constructie hun vluchtmogelijkheden beperkt of door predatoren met de aanwezigheid van een nest wordt geassocieerd.

De effectiviteit hangt sterk af van de betrokken predator. Nestkooien en rasters kunnen vooral grotere zoogdierpredatoren zoals vos effectief uitsluiten. Voor grote kraaiachtigen, zoals raaf, bestaan eveneens mogelijkheden om nestkooien zo te ontwerpen dat toegang fysiek wordt verhinderd, zonder nadelig effect voor de doelsoort, in dit geval Amerikaanse strandplevier (*Anarhynchus nivosus*) (Lau *et al.*, 2022). Voor soorten als zwarte kraai, is dergelijke uitsluiting waarschijnlijk moeilijker te realiseren zonder tegelijkertijd de toegang van de doelsoort te beperken. Zo zijn er gevallen beschreven waarin kraaien leerden nestbeschermingsconstructies te omzeilen en alsnog toegang tot de eieren kregen (Liebezeit & George, 2002).

Individuele nestbescherming wordt daarom als aantoonbaar effectief (+) tegen bepaalde zoogdierpredatoren beoordeeld. Hoewel nestbescherming mogelijkheden kan bieden tegen grotere kraaiachtigen zoals raven, is ze minder geschikt om soorten zoals zwarte kraai selectief uit te sluiten en is aangetoond dat kraaien dergelijke constructies kunnen leren omzeilen. De maatregel wordt daarom voor kraaiachtigen als niet effectief (-) beoordeeld.

3.2.1.7 Beperken van antropogene voedselbronnen

Generalistische predatoren kunnen sterk profiteren van antropogene voedselbronnen, zoals afval, oogstresten, veevoeder en kadavers. Dergelijke voedselbronnen kunnen de lokale draagkracht verhogen en zo de aanwezigheid, dichtheid, overleving of reproductie van predatoren bevorderen (Newsome *et al.*, 2015). Het beperken of ontoegankelijk maken van deze voedselbronnen kan daarom potentieel bijdragen aan het verminderen van predatiedruk door lokaal de densiteit van predatoren te verlagen. Voor bruine rat (*Rattus norvegicus*) kan bijvoorbeeld aangepast beheer van voedertonnen het gebruik van deze voedselbronnen beperken (Sánchez-García *et al.*, 2015), terwijl ook bij vos antropogene voedselbronnen populaties kunnen ondersteunen en daarmee andere vormen van predatorbeheersing kunnen ondermijnen (Williams *et al.*, 2025). Rechtstreeks bewijs dat

het beperken van dergelijke voedselbronnen vervolgens leidt tot minder predatie en een hoger broedsucces van kwetsbare prooisoorten is echter beperkt.

Ook kraaiachtigen maken veelvuldig gebruik van antropogene voedselbronnen (Marzluff & Neatherlin, 2006). Het beperken daarvan kan hun lokale aantallen beïnvloeden. Zo ging een sterke afname van menselijke voedselbronnen tijdens de COVID-19-lockdown in Parijs gepaard met een hogere juveniele sterfte bij zwarte kraaien (Lequitte-Charransol *et al.*, 2024). Een relevant voorbeeld vormt het beheer van antropogene voedselbronnen voor Stellers gaaien in leefgebied van de bedreigde marmeralk (*Brachyramphus marmoratus*). Het beperken van deze voedselbronnen leidde voornamelijk tot emigratie en lagere lokale dichtheden van gaaien (Brunk *et al.*, 2021). Predatie op marmeralk door Stellers gaaien lijkt echter voornamelijk incidenteel te gebeuren en niet het gevolg te zijn van een gerichte zoekstrategie (Vigallon & Marzluff, 2005), waardoor niet duidelijk is in hoeverre deze resultaten kunnen worden doorgetrokken naar andere kraaiachtigen en doelsoorten. Bovendien bestaat bij het plots verwijderen van een belangrijke voedselbron het risico dat aanwezige predatoren, in plaats van te emigreren, tijdelijk overschakelen op alternatieve voedselbronnen of prooien. Hoe soorten zoals zwarte kraai en ekster hierop reageren en of dit lokaal tot een tijdelijke verhoging van nest- of kuikenpredatie kan leiden, is momenteel onvoldoende bekend.

Het beperken van antropogene voedselbronnen biedt bijgevolg duidelijk potentieel als structurele maatregel, maar het beschikbare bewijs situeert zich voornamelijk op het niveau van voedselgebruik, ruimtegebruik en lokale predatordichtheden. Of dergelijke veranderingen zich ook vertalen in een duurzame vermindering van predatie en een hoger broedsucces of betere populatieontwikkeling van de doelsoorten is onvoldoende rechtstreeks onderzocht. De effectiviteit wordt daarom voor zowel kraaiachtigen als andere predatoren als onduidelijk (/) beoordeeld.

3.2.1.8 Vruchtbaarheidscontrole van predatoren

Vruchtbaarheidscontrole heeft als doel de reproductie van predatoren te verminderen, bijvoorbeeld via hormonale of immunologische contraceptie. Hoewel behandelde individuen aanwezig blijven en prooien consumeren, kan succesvolle behandeling de geboortepiek en de extra voedselbehoefte voor het grootbrengen van jongen (zie ook 5.2.1) in principe voorkomen. Daardoor kan de predatiedruk tijdens het broedseizoen mogelijk afnemen.

Om op de lange termijn een de populatiegroei en dichtheid te verminderen moet een groot aandeel van de populatie worden behandeld en kan immigratie het effect tenietdoen. Dit wordt onder meer geïllustreerd voor de vos. Modellen tonen aan dat vruchtbaarheidscontrole de populatiedichtheid kan verlagen, maar daarvoor moet een groot aandeel van de populatie langdurig worden behandeld en is het effect kleiner dan bij directe verwijdering (McLeod & Saunders, 2014; Pech *et al.*, 1997). Voor kraaiachtigen ontbreekt voor zover bekend veldonderzoek waarin vruchtbaarheidscontrole wordt toegepast. Hun mobiliteit en dispersiecapaciteit (Jiguet & Gantin, 2025) vormen bovendien belangrijke praktische beperkingen.

Vruchtbaarheidscontrole kan onder specifieke omstandigheden geschikt zijn voor populatiebeheer op langere termijn en mogelijk ook de seizoensgebonden predatiedruk verminderen. De effectiviteit voor de bescherming van grondbroeders is echter onvoldoende aangetoond, waardoor de maatregel voor zowel kraaiachtigen als andere predatoren als onzeker wordt beoordeeld (/).

3.2.1.9 Herstel van toppredatoren

Het herstel van toppredatoren kan via directe predatie (intra-guild predatie), competitie en gedragsmatige effecten leiden tot lagere dichtheden of een gewijzigd ruimtegebruik van meso-predatoren, waardoor indirect ook hun predatiedruk op prooisoorten kan afnemen (Ritchie & Johnson, 2009). Dat dergelijke effecten kunnen optreden, werd onder meer aangetoond na de herintroductie van de Iberische lynx (*Lynx pardinus*) in centraal Spanje, wat lokaal gepaard ging met een sterke afname van mesopredatoren zoals vos en een gelijktijdig herstel van verschillende prooisoorten zoals haas (*Lepus europaeus*) en rode patrijs (Jiménez *et al.*, 2019).

Ook kraaiachtigen kunnen door grotere predatoren worden onderdrukt of gepredeerd. Vooral voor oehoe (*Bubo bubo*) is intraguild predatie goed gedocumenteerd: zwarte kraai, gaai, ekster en kauw behoren tot de regelmatig aangetroffen kraaiachtigen in het dieet van deze soort (Lourenço & Rabaça, 2006). Ook andere roofvogels, zoals havik (*Astur gentilis*) of slechtvalk (*Falco peregrinus*), voeden zich met kraaiachtigen. Daarnaast kunnen grotere kraaiachtigen zoals raaf kleinere soorten uitsluiten van voedselbronnen of nestgelegenheid. Zo beschreef Halley (2001) een duidelijke dominantiehiërarchie van raaf over bonte kraai en ekster. Dit biedt een plausibel mechanisme waardoor herstel van dergelijke predatoren de aanwezigheid of het gedrag van kraaiachtigen lokaal kan beïnvloeden.

Interacties tussen predatoren zijn echter complexer dan enkel de effecten van directe intraguild predatie en competitie. Ondanks de dominantiehiërarchie van raaf over bonte kraai toont experimenteel onderzoek bijvoorbeeld hoe raven hun ruimtegebruik vergroten als reactie op bestrijding van bonte kraaien, wat erop wijst dat territoriale kraaien lokaal de aanwezigheid van raven kunnen beperken (Bodey *et al.*, 2009). De aard en sterkte van deze interacties worden mede bepaald door onder meer de beschikbaarheid van prooien, landschapskenmerken, de dichtheid van concurrerende predatoren en menselijk ingrijpen (Prugh & Sivy, 2020). Hierdoor zijn de richting en omvang van eventuele indirecte effecten op prooisoorten sterk contextafhankelijk en moeilijk te voorspellen. Voor kraaiachtigen ontbreekt bovendien rechtstreeks bewijs dat herstel van hun predatoren zoals oehoe of havik leidt tot minder nest- of kuikenpredatie en een verbetering van het broedsucces van kwetsbare prooisoorten. De effectiviteit wordt daarom voor zowel kraaiachtigen als andere predatoren als onduidelijk (/) beoordeeld.

3.2.1.10 Biotoopmaatregelen

Biotoopbeheer kan de impact van predatie beperken door zowel de kwetsbaarheid en weerbaarheid van prooisoorten als de aanwezigheid en het foerageergedrag van predatoren te beïnvloeden. Habitatverlies en -degradatie kunnen de oorspronkelijke predator-prooirelaties wijzigen door onder

meer dekking en geschikt broedhabitat te verminderen, waardoor prooien gemakkelijker gevonden worden of noodgedwongen op meer risicovolle locaties broeden (Bertholdt *et al.*, 2017; Stephens *et al.*, 2004; Wilson *et al.*, 1997). Voldoende dekking en microstructuur kunnen nesten en kuikens minder detecteerbaar maken, terwijl grotere en bredere habitatblokken voorkomen dat prooien geconcentreerd worden in smalle, voorspelbare structuren. Bij patrijs (*Perdix perdix*) is bijvoorbeeld aangetoond dat predatoractiviteit lager is in het centrum van brede bloemblokken dan langs de randen (Laux *et al.*, 2022) en dat ook de predatiekans van nesten sterk afneemt met toenemende afstand tot de rand (Laux *et al.*, 2023). Omgekeerd kunnen kleine of geïsoleerde habitatmaatregelen prooien concentreren en daardoor als ecologische val functioneren (Rantanen *et al.*, 2010).

Ook voedselbeschikbaarheid voor de prooisoort bepaalt de kwetsbaarheid voor predatie. Voedseltekort kan ertoe leiden dat ouders minder tijd aan nestbewaking besteden, dat nestjongen frequenter bedelen of dat nestvliedende kuikens grotere afstanden moeten afleggen om voldoende voedsel te vinden, waardoor de blootstelling aan predatoren kan toenemen (Dearborn, 1999; Naef-Daenzer & Grüebler, 2016; Potts, 1986). Biotoopmaatregelen die voldoende voedsel, dekking en een toegankelijke vegetatiestructuur combineren, kunnen daardoor zowel de directe kwetsbaarheid voor predatie verminderen als conditie, reproductie en overleving verbeteren (Donald *et al.*, 2001; Loonstra *et al.*, 2018; Püttmanns *et al.*, 2022; Verhoeven *et al.*, 2022).

Veranderingen in de voedselbeschikbaarheid voor predatoren kunnen de predatiedruk beïnvloeden (zie 3.2.1.2). Generalistische predatoren passen hun ruimtegebruik en voedselkeuze aan het lokale aanbod van verschillende voedselbronnen aan. Een hoge beschikbaarheid van alternatieve prooien kan ertoe leiden dat predatoren tijdelijk minder op kwetsbare prooisoorten foerageren. Zo neemt bij de vos de predatie op onder meer grondbroedende vogels en reekalfjes (*Capreolus capreolus*) toe wanneer belangrijke alternatieve prooien, zoals woelmuizen, schaars worden (Angelstam *et al.*, 1984; Kjellander & Nordström, 2003).

Specifiek voor kraaiachtigen bestaan verschillende aanwijzingen dat biotoopkenmerken het predatierisico beïnvloeden. Hogere of structuurrijke vegetatie kan zowel het zoeken naar prooien op de grond als de toegang tot nesten bemoeilijken. Zo vonden Bravo *et al.* (2022) dat de predatie van kunstnesten door kraaiachtigen in graslanden en voorjaarsgewassen met 40–60% afnam wanneer de vegetatie hoger was dan ongeveer 30 cm. Ook de ruimere landschapsstructuur blijkt van belang. In hetzelfde landbouwgebied vonden Bravo *et al.* (2023) dat predatie van grondnesten door kraaiachtigen vaker voorkwam in homogene, open landbouwlandschappen met weinig hagen en bos, terwijl zowel de abundantie van kraaiachtigen als hun predatiedruk lager bleek te zijn in landschappen met meer grasland. De relatie met hagen was evenwel contextafhankelijk: in voorjaarsgewassen nam predatie door kraaiachtigen af met toenemende afstand tot hagen, wat erop wijst dat landschapselementen lokaal ook als uitkijk- of foerageerstructuur kunnen fungeren. Het beperken van dergelijke structuren kan daarom in open akker- en weidevogelgebieden de geschiktheid voor kraaiachtigen verminderen (Oosterveld, 2011). Bij zangvogelnesten in hagen bleek vooral de fysieke toegankelijkheid voor kraaiachtigen belangrijk. Dunn *et al.* (2016) vonden tijdens de

nestjongenfase een hogere nestoverleving wanneer de vegetatiestructuur de toegang voor predatoren ter grootte van kraaiachtigen beperkte.

Samen wijzen deze studies erop dat niet alleen de hoeveelheid habitat, maar ook de structuur, heterogeniteit en ruimtelijke configuratie ervan bepalen in welke mate kraaiachtigen nesten kunnen lokaliseren en bereiken. Predatierisico door specifiek kraaiachtigen kan dus vooral worden beperkt door landschappen zo in te richten dat nesten en kuikens minder gemakkelijk detecteerbaar en bereikbaar zijn en dat efficiënt foerageren door kraaiachtigen wordt bemoeilijkt. Ook de ligging van territoria van kraaiachtigen kan lokaal mee bepalen waar het predatierisico het hoogst is: Capstick et al. (2019) vonden een hoger predatierisico binnen bezette eksterterritoria en Bravo et al. (2020) vonden een positieve relatie tussen de aanwezigheid van territoriale kraaiachtigen en predatie. Waar opgaande structuren of specifieke nestlocaties aantoonbaar bijdragen aan de vestiging van territoriale kraaiachtigen en niet essentieel zijn voor de doelsoorten, kan ook het verwijderen van dergelijke structuren dus worden overwogen.

De precieze effecten van dergelijke maatregelen zijn echter sterk contextafhankelijk: eenzelfde landschapselement, zoals een haag, kan afhankelijk van gewas, landschap en doelsoort zowel bescherming bieden als het gebruik door predatoren vergemakkelijken. Welke landschapsstructuur daarbij wenselijk is, hangt echter sterk af van de doelsoort en het landschap. Voor soorten van open landbouwgebied kan het behoud van openheid bijvoorbeeld belangrijk zijn, terwijl struweel- of randgebonden soorten juist gebaat kunnen zijn bij structuurrijke vegetatie. Biotoopmaatregelen moeten daarom in de eerste plaats worden afgestemd op de ecologische vereisten van de te beschermen prooisoort, en niet worden gereduceerd tot algemene landschapsregels die voor alle soorten en situaties zouden gelden.

Los van maatregelen die specifiek gericht zijn op het verminderen van de aanwezigheid of het foerageersucces van een bepaalde predator, biedt habitatherstel gericht op de behoeften van de prooisoort een bredere en robuustere aanpak. Door voldoende voedsel, dekking, geschikt broedhabitat en een gunstige ruimtelijke habitatstructuur te voorzien, kunnen prooien minder kwetsbaar worden voor meerdere predatorsoorten tegelijk en kunnen reproductie, conditie en overleving verbeteren. Dit sluit aan bij een multi-soorten aanpak van predatiebeheer: in plaats van maatregelen uitsluitend af te stemmen op één predatorsoort wordt de weerbaarheid van de prooipopulatie verhoogd tegenover de volledige gemeenschap van predatoren.

Biotoopbeheer grijpt daarmee in op verschillende niveaus tegelijk. Welke maatregelen optimaal zijn, verschilt sterk tussen doelsoorten, predatoren en landschappen en vraagt daarom maatwerk. Niettemin is voldoende aangetoond dat habitatkenmerken en gerichte habitatmaatregelen zowel het predatierisico als de mogelijkheid van prooipopulaties om predatie te compenseren kunnen beïnvloeden (zie ook Baert *et al.* (2025)). Biotoopbeheer wordt daarom als effectief (+) beoordeeld voor het beperken van de impact van predatie door zowel kraaiachtigen als andere predatoren.

3.2.2 Conclusie

Tabel 1 geeft een samenvattend overzicht van de ingeschatte effectiviteit van verschillende niet-letale maatregelen die als alternatief voor letale predatorbeheersing kunnen worden ingezet. Een '+' betekent dat de beschikbare wetenschappelijke literatuur overwegend een relevant effect van de maatregel aantoont en voldoende duidelijkheid biedt over de omstandigheden waarin dit effect kan worden verwacht. Een '-' betekent dat beschikbare studies overwegend geen relevant effect aantonen. Een '/' wordt gebruikt wanneer de wetenschappelijke onderbouwing onvoldoende of tegenstrijdig is, of wanneer de effectiviteit dermate contextafhankelijk is dat geen eenduidige beoordeling mogelijk is.

Onder effectiviteit worden daarbij verschillende niveaus van effect verstaan. Afhankelijk van de beschikbare studies kan dit gaan om veranderingen in het nestsucces, broedsucces of uiteindelijk de populatieparameters van de prooisoort. Een positieve beoordeling ('+') betekent bijgevolg niet noodzakelijk dat voor de maatregel ook een positief effect op populatieniveau is aangetoond.

Tabel 1: overzicht van de ingeschatte effectiviteit van verschillende predatiebeheer maatregelen.

Maatregel	**Effectiviteit kraaiachtigen**	**Effectiviteit andere predatoren**
Afschrikking	/	/
Alternatief voedsel	/	/
Negatieve conditionering	/	/
Chemische camouflage	-	/
Predatorwerende omheining	-	+
Individuele nestbescherming	-	+
Beperken antropogene voedselbronnen	/	/
Vruchtbaarheidscontrole predatoren	/	/

Herstel toppredatoren	/	/
Biotoopmaatregelen	+	+

3.2.2.1 Multi-soorten aanpak

De classificatie mag niet worden geïnterpreteerd als bewijs dat een maatregel op zichzelf voldoende is om de impact van predatie weg te nemen. Naast de effectiviteit van individuele maatregelen is namelijk ook de manier waarop deze maatregelen binnen een bredere beheerstrategie worden gecombineerd van belang. De effectiviteit van maatregelen verschilt namelijk sterk tussen predatorsoorten. Een predatorwerende omheining kan bijvoorbeeld effectief zijn tegen vos maar niet tegen kraaiachtigen, terwijl andere maatregelen verschillende onderdelen van de predatorgemeenschap beïnvloeden (Tabel 1). Vanuit het perspectief van de prooisoort is echter niet de predatie door één afzonderlijke soort(groep) bepalend, maar de totale predatiedruk van de volledige predatorgemeenschap.

Dit is bijzonder relevant voor bijvoorbeeld grondbroedende akker- en weidevogels, waarbij nesten, kuikens en adulte vogels door verschillende predatorsoorten kunnen worden gepredeerd. Predatie van legsels vindt bijvoorbeeld vaak 's nachts door zoogdieren plaats, waarbij vos in veel gebieden een belangrijke rol inneemt, terwijl kraaiachtigen en andere vogels voornamelijk overdag eieren of kuikens kunnen prederen (zie Baert *et al.* (2025)). Een beheerstrategie die uitsluitend gericht is op kraaiachtigen kan daardoor weinig effect hebben wanneer een belangrijk deel van de totale verliezen door andere predatoren wordt veroorzaakt.

Bovendien kunnen predatorsoorten elkaar onderling beïnvloeden. Het verminderen van één predatorsoort hoeft daardoor niet evenredig te resulteren in een afname van de totale predatiedruk. Andere predatoren kunnen een deel van de vrijgekomen predatie compenseren, terwijl territoria opnieuw kunnen worden ingenomen door soortgenoten. Interacties tussen predatoren kunnen bovendien complex zijn: het verwijderen van een dominante predator kan in bepaalde omstandigheden leiden tot een toename in aanwezigheid of activiteit van andere predatoren (*mesopredator release*). Welke effecten optreden, hangt onder meer af van de samenstelling en dichtheid van de predatorgemeenschap, voedselbeschikbaarheid en landschapscontext. Baert *et al.* (2025) benadrukken daarom dat een gebiedsgerichte multi-soortenaanpak, waarbij maatregelen voor verschillende relevante predatoren op elkaar worden afgestemd, doorgaans meer kans op succes heeft dan beheer dat geïsoleerd op één predatorsoort is gericht.

Dit betekent niet dat bij iedere afwijking voor de bestrijding van kraaiachtigen automatisch ook letale predatorbeheersing van andere soorten noodzakelijk is. Wel is het belangrijk dat voldoende inzicht bestaat in welke predatoren verantwoordelijk zijn voor de relevante verliezen. Wanneer bijvoorbeeld blijkt dat vos of een andere grondpredator een belangrijk aandeel van de nestpredatie veroorzaakt,

kunnen maatregelen zoals predatorwerende omheiningen of individuele nestbescherming een belangrijke bijdrage leveren aan het beschermingsdoel, ook al zijn deze maatregelen niet of nauwelijks effectief tegen kraaiachtigen.

De beoordeling van alternatieve maatregelen mag daarom niet uitsluitend gebeuren vanuit de vraag of een maatregel de predatie door kraaiachtigen rechtstreeks vermindert. Relevanter is de vraag of een maatregel, eventueel in combinatie met andere maatregelen, de totale predatiedruk kan verminderen en daarmee kan bijdragen aan het beoogde effect op de prooisoort. Een maatregel die geen volwaardig alternatief vormt voor de bestrijding van kraaiachtigen kan vanuit een multi-soortenaanpak dus wel een relevante aanvullende maatregel zijn.

3.2.2.2 Samenhang biotoopmaatregelen en predatiebeheer

Uit de literatuur blijkt dat biotoopbeheer het best wetenschappelijk onderbouwde niet-letale instrument is om de impact van predatie door kraaiachtigen, en andere predatoren, te beperken. Habitatbeheer en predatiebeheer moeten echter niet als strikt gescheiden strategieën worden beschouwd, maar als maatregelen die op verschillende, deels onderling afhankelijke limiterende factoren kunnen ingrijpen. Voor de Vlaamse situatie benadrukken Baert *et al.* (2025) dat habitatverlies en -degradatie aan de basis liggen van de achteruitgang van veel grondbroedende akker- en weidevogels en dat herstel van het leefgebied daarom de structurele basis vormt voor duurzaam populatieherstel. Predatorbeheersing wordt daarbij op zichzelf niet als een duurzame oplossing beschouwd, maar kan wel een ondersteunende rol spelen wanneer predatie een belangrijke bijkomende beperking vormt. De auteurs plaatsen dit uitdrukkelijk binnen een geïntegreerde natuurherstelstrategie en wijzen erop dat de uiteindelijke strategie gericht moet blijven op herstel van verloren en gedegradeerd habitat.

De beschikbare kennis pleit daardoor niet voor een algemene regel dat predatorbeheersing pas kan worden toegepast nadat habitat volledig “op orde” is, maar evenmin voor predatorbeheersing als vervanging van noodzakelijk habitatherstel. Een meer aangewezen uitgangspunt is dat structurele habitatmaatregelen de basis vormen en aantoonbaar worden uitgevoerd of gerealiseerd, terwijl aanvullend predatorbeheersing kan worden overwogen wanneer predatie desondanks een relevante beperking vormt voor het bereiken van het beschermingsdoel. De precieze verhouding tussen beide moet gebieds- en soortspecifiek worden bepaald. Daarbij kan predatorbeheersing tijdelijk helpen om kwetsbare populaties te ondersteunen terwijl habitatmaatregelen nog effect moeten krijgen, of aanvullend worden ingezet wanneer voldoende habitat aanwezig is maar het reproductief succes door predatie ontoereikend blijft en het beschermingsdoel hierdoor niet bereikt wordt. Dit kan het geval zijn bij een zogenaamde predatievalkuil, waarbij predatie een prooipopulatie op een laag dichtheidsniveau houdt en herstel verhindert, ook wanneer geschikt habitat beschikbaar is (Baert *et al.,* 2025). Omgekeerd moet worden vermeden dat langdurige predatorbeheersing structurele tekortkomingen in habitatkwaliteit maskeert. Dit pleit voor een geïntegreerde en adaptieve aanpak waarin habitatkwaliteit, predator- en prooidichtheden en relevante demografische parameters van

de doelsoort gezamenlijk worden opgevolgd, zodat de noodzaak en intensiteit van predatorbeheer periodiek kunnen worden geëvalueerd en bijgestuurd.

4. Afwijkingsgrond

4.1 Achtergrond

Artikel 9 van de Vogelrichtlijn geeft een opsomming van afwijkingsgronden die een geldige motivering vormen voor een afwijking op de verbodsbepalingen. Eén van deze betreft de bescherming van wilde flora en fauna. Deze afwijkingsgrond biedt lidstaten de mogelijkheid om, onder strikt gecontroleerde voorwaarden, af te wijken van het algemene beschermingsregime wanneer dit noodzakelijk is om negatieve effecten die een beschermde vogelsoort heeft op andere inheemse soorten of hun populaties, in dit geval prooisoorten, te voorkomen.

De toepassing van deze afwijkingsgrond is volgens het *Guidance document on the strict protection of bird species under Directive 2009/147/EC on the conservation of wild birds* (Europese Commissie, 2026) niet beperkt tot zeldzame of bedreigde prooisoorten. De Europese Commissie stelt wel dat de rechtvaardiging sterker wordt naarmate de prooisoort zeldzamer, kwetsbaarder of sterker bedreigd is. Hierbij wordt verwezen naar bijvoorbeeld een ongunstige staat van instandhouding of een bepaald beschermd statuut op Europees, nationaal of regionaal niveau. Bij de beoordeling moet steeds geval per geval een afweging worden gemaakt tussen de staat van instandhouding en de beschermingsbehoeften van de prooisoort enerzijds en die van de predatorsoort waarvoor de afwijking wordt aangevraagd anderzijds. De afwijking moet daarbij steeds een daadwerkelijk natuurbehoudsdoel dienen.

Volgens de Europese Commissie is voor een afwijking met als doel de bescherming van flora en fauna niet vereist dat vooraf wordt aangetoond dat er een bepaalde drempel van ‘ernstige’ schade of impact wordt overschreden. Dit betekent echter niet dat de aanwezigheid van een predator, of de vaststelling dat er predatie kan plaatsvinden van een bepaalde prooisoort, op zichzelf volstaat om een afwijking te rechtvaardigen. De Europese Commissie stelt dat moet worden aangetoond dat de soort waarop de afwijking betrekking heeft rechtstreeks verantwoordelijk is voor de negatieve effecten die men met de afwijking wil aanpakken, op basis van de best beschikbare wetenschappelijke informatie. Daarbij moeten andere mogelijke verklaringen, zoals ziekte, een beperkte voedselbeschikbaarheid of een gebrek aan dekking, worden uitgesloten. Ook moet worden nagegaan in welke mate predatie samenhangt met bredere processen zoals habitatverlies of -degradatie (zie 3.2.2.2). Wanneer dergelijke onderliggende factoren een rol spelen, moet predatorbeheersing worden gecombineerd met maatregelen die deze oorzaken aanpakken. De Europese Commissie stelt daarbij dat habitatherstel of maatregelen tegen schadelijke menselijke activiteiten voorrang moeten krijgen boven het verwijderen van predatoren als op zichzelf staande maatregel.

Voor de beoordeling van een afwijking ter bescherming van flora en fauna wijst ook de *Guide to Sustainable Hunting under the Birds Directive* de (Europese Commissie, 2008) op de volgende

aandachtspunten: de zeldzaamheid, beschermingsstatus en staat van instandhouding van de prooisoort die men wil beschermen; de verhouding tussen de staat van instandhouding van deze soort en die van de vogelsoort waarvoor de afwijking wordt gevraagd; andere relevante biodiversiteitsoverwegingen; de beschikbare wetenschappelijke informatie over de langetermijnimpact op de betrokken populatie; en de beschikbaarheid van andere bevredigende oplossingen.

4.2 Toepassing

Om deze uitgangspunten te vertalen naar de Vlaamse situatie wordt hieronder nagegaan welke kraaiachtigen en potentiële prooisoorten relevant zijn voor de afwijkingsgrond ter bescherming van de wilde fauna. Daarbij staan enerzijds de beschermingsstatus van de betrokken predator- en prooisoorten en anderzijds de wetenschappelijke onderbouwing voor een relevante impact van predatie centraal.

4.2.1 Evaluatie kraaiachtigen

4.2.1.1 Beschermingsstatus

In een afwegingskader dat werd opgemaakt voor het verlenen van afwijkingen voor bestrijding van kraaiachtigen in Wallonië beschouwen De Tillesse *et al.* (2024) een afwijking als sterker gerechtvaardigd wanneer de te beschermen prooisoort een ongunstigere beschermingsstatus heeft dan de betrokken predator. Om dit te beoordelen wordt gebruikgemaakt van de Rode Lijst van Waalse broedvogels (Paquet *et al.*, 2021). De Rode Lijst wordt daarbij gebruikt als gestandaardiseerde maat voor het lokale risico op uitsterven. Voor Vlaanderen zien we dat de algemene kraaiachtigen (zwarte kraai, ekster, kauw en gaai) op de huidige Rode Lijst gecategoriseerd worden als ‘Momenteel niet in gevaar’ (Devos *et al.*, 2016). Voor deze soorten vormt hun huidige beschermingsstatus daardoor op zichzelf de meest gunstige uitgangspositie voor het verlenen van een afwijking voor bestrijding. Echter dient vermeld te worden dat deze Rode Lijst toe is aan actualisatie op basis van de meest recente gegevens.

Wanneer dit niet het geval is en de predator dus een ongunstigere beschermingsstatus heeft dan de te beschermen prooisoort is een een afwijking volgens het Waalse afwegingskader echter niet noodzakelijk uitgesloten (De Tillesse *et al.,* 2024). Onder verwijzing naar de *European Guide on Hunting under the Birds Directive* (Europese Commissie, 2008) nemen zij namelijk als aanvullende overweging mee of de letale predatorbeheersing van de kraaiachtige(n) waarvoor de afwijking wordt aangevraagd deel uitmaakt van een breder wildbeheer dat algemene voordelen voor het natuurbehoud oplevert. Als voorbeeld vermeldt de Europese Commissie het beheer van Britse heidegebieden waarbij predatorbeheersing in combinatie met habitatbeheer niet alleen beoogde wildsoorten, maar ook andere natuurwaarden ten goede kan komen. Dergelijke bredere biodiversiteitsoverwegingen kunnen volgens De Tillesse *et al.* (2024) meespelen in de afweging tussen de beschermingsstatus van predator en prooi, echter als een aanvullende ecologische

overweging, en niet als een op zichzelf staande rechtvaardiging voor bestrijding (Bijlage 1). Voor het verlenen van een afwijking ter bescherming van fauna blijft in de eerste plaats vereist dat andere criteria met betrekking tot een geldige motivering voldaan zijn, namelijk een goede staat van instandhouding van de predator, bewijs van gevoeligheid van de doelsoort voor de predator, en een slechte staat van instandhouding van de doelsoort. Enkel voor de relatieve staat van instandhouding van de predator versus de doelsoort vormt de betrokkenheid van overige biodiversiteitsoverwegingen hier een mogelijkheid om een geldige afwijkingsgrond te erkennen en alsnog over te gaan tot het verlenen van een afwijking, gegeven dat aan de overige voorwaarden (alternatieve bevredigende oplossingen en technische vereisten) zijn voldaan.

4.2.1.2 Ecologische relevantie

In Vlaanderen komen verschillende kraaiachtigen voor die in meer of mindere mate als predator kunnen optreden, waaronder zwarte kraai, ekster, kauw, gaai, roek en raaf. Hun potentiële relevantie voor de bescherming van fauna hangt af van de betrokken prooisoorten, het habitat en de lokale omstandigheden.

Uit de beschikbare literatuur blijkt dat vooral zwarte kraai, en in mindere mate ekster, relevant zijn als predatoren van eieren en nestjongen van grondbroedende akker- en weidevogels (zie ook Baert *et al.* (2025)). Predatie door deze kraaiachtigen beperkt zich echter niet tot deze groep. Zo is predatie door zwarte kraai ook beschreven bij eieren en nestjongen van zeevogels (Catry & Granadeiro, 2006) en bij jongen van kleine zoogdieren, waaronder haas (Voigt & Siebert, 2020) en Europese hamster (*Cricetus cricetus*) (Kayser *et al.*, 2003). Eksters worden daarnaast regelmatig geïdentificeerd als predator van eieren en nestjongen van zangvogels die broeden in onder meer heggen en struwelen in cultuurlandschap en urbane gebieden (Capstick & Madden, 2021; Groom, 1993).

Hoewel deze kraaiachtigen lokaal verantwoordelijk kunnen zijn voor een belangrijk aandeel van de totale predatiedruk, is niet altijd duidelijk in welke mate dit zich vertaalt in een effect op de populatieomvang van de prooisoort. Vooral voor zoogdieren is momenteel weinig bekend over de impact van kraaiachtigen. In de review van Madden *et al.* (2015), gebaseerd op 42 studies en 326 afzonderlijke predator-prooirelaties, werden negatieve effecten van kraaiachtigen op vogels aanzienlijk vaker vastgesteld op de productiviteit (bv. broedsucces) van prooisoorten (46% van de onderzochte gevallen) dan op hun abundantie (bv. aantal broedparen) (10%). Deze impact is het meest uitgesproken voor zwarte kraai, waarvoor in 62% van de onderzochte gevallen een negatief effect op de productiviteit werd gevonden, tegenover slechts 12% voor ekster. Voor effecten op de abundantie werd daarentegen geen significant verschil tussen kraaien en eksters gevonden. De auteurs concluderen dan ook dat kraaiachtigen onder bepaalde omstandigheden het broedsucces kunnen verminderen. De onderzochte vogelpopulaties worden in de meeste gevallen niet door predatie door kraaiachtigen gelimiteerd, al kan deze predatie bijdragen aan een limiterend effect van de gehele predatorgemeenschap.

Ook gaai is een bekende predator van eieren en nestjongen. De ecologische context verschilt echter van die van zwarte kraai en ekster: gaaien zijn sterker geassocieerd met bos, bosranden en struweel

en predatie is vooral goed gedocumenteerd bij open-nestelende zangvogels in dergelijke habitats (Weidinger, 2009). Voor grondbroedende akker- en weidevogels tonen studies dat de rol van gaai als predator zeer beperkt is. Ook kauw en roek kunnen opportunistisch eieren of jonge vogels consumeren, maar er is weinig evidentie dat dergelijke predatie vaak voorkomt of een betekenisvolle invloed uitoefent op populaties van kwetsbare broedvogels (Barton *et al.*, 2026).

De raaf is een uitgesproken opportunistische predator met een breed voedselspectrum, dat naast aas en ongewervelden ook kleine zoogdieren, amfibieën, reptielen, vogels en vogeleieren omvat (Marquiss & Booth, 1986). Predatie door raven kan lokaal relevant zijn zoals blijkt uit bijvoorbeeld 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 (*Centrocercus urophasianus*), marmeralk en ook de woestijnschildpad (*Gopherus agassizii*) (Berry *et al.*, 2013; Coates *et al.*, 2020; Conover & Roberts, 2016). In Vlaanderen heeft de soort zich echter pas relatief recent opnieuw als broedvogel gevestigd en zijn aantallen en verspreiding nog vele malen beperkter dan die van zwarte kraai en ekster. Hoewel lokaal relevante predatie dus niet kan worden uitgesloten, is momenteel onvoldoende onderbouwing beschikbaar om raaf als een algemeen belangrijke bron van predatiedruk op Vlaamse prooipopulaties te beschouwen.

4.2.1.3 Conclusie

Voor de verdere beoordeling in dit rapport wordt in hoofdzaak gefocust op zwarte kraai en ekster. Naast hun ecologische relevantie volgt deze afbakening ook uit het huidige Vlaamse juridische kader. Bijlage 3 van het Soortenbesluit voorziet voor deze twee kraaiachtigen de mogelijkheid tot bestrijding met het oog op de bescherming van de wilde fauna; in Bijlage 3 is voor de overige kraaiachtigen deze mogelijkheid niet opgenomen. De verdere analyse van de gevoeligheid van prooisoorten en de voorwaarden waaronder bestrijding in functie van predatiebeheer kan worden overwogen, wordt daarom specifiek voor zwarte kraai en ekster uitgevoerd.

4.2.2 Evaluatie doelsoorten

4.2.2.1 Beschermingsstatus

Naast de toestand van de predator vormt de beschermingsstatus van de soort die men met de afwijking wenst te beschermen een centraal element in de motivering. De afwijkingsgrond ‘ter bescherming van flora en fauna’ is op zich niet beperkt tot bedreigde soorten. Zoals eerder toegelicht, is een afwijking echter sterker te rechtvaardigen wanneer deze gericht is op het behoud of herstel van soorten waarvoor daadwerkelijk een beschermingsnoodzaak bestaat.

De Tillesse *et al.* (2024) gebruiken ook hier in hun Waalse afwegingskader de Rode Lijst-status als gestandaardiseerde maat voor het lokale risico op uitsterven van potentiële prooisoorten. Specifiek wordt de Rode Lijst van broedvogels in Wallonië (Paquet *et al.*, 2021) gebruikt als het uitgangspunt voor een eerste indeling van broedvogels in vier niveaus. Naarmate de Rode Lijst-status ongunstiger

is, wordt een afwijking ter bescherming van de betrokken soort als sterker gerechtvaardigd beschouwd. De volgende initiële indeling wordt gehanteerd:

- Niveau 0: uitgestorven soorten en exoten;
- Niveau 1: soorten gecategoriseerd als 'Momenteel niet in gevaar' (LC), 'Bijna in gevaar' (NT) of 'Kwetsbaar' (VU);
- Niveau 2: soorten gecategoriseerd als 'Bedreigd' (EN);
- Niveau 3: soorten gecategoriseerd als 'Ernstig bedreigd' (CR).

Voor Vlaanderen hanteren we dezelfde initiële indeling op basis van de meest recente Rode Lijst van broedvogels (Devos *et al.*, 2016). Hierbij dient vermeld te worden dat deze Rode Lijst beduidend minder recent is dan deze voor Wallonië, en deze indeling dus herzien kan worden wanneer de Rode Lijst geactualiseerd wordt. Op basis van Omdat Rode Lijsten worden opgesteld volgens gestandaardiseerde IUCN-criteria, kan deze benadering in principe ook worden toegepast op andere relevante taxonomische groepen waarvoor een regionale Rode Lijst beschikbaar is, zoals zoogdieren (Maes *et al.*, 2014).

4.2.2.2 Gevoeligheid

Naast de beschermingsstatus is een beoordeling nodig van de gevoeligheid van de prooisoort voor een impact van predatie door de betrokken kraaiachtigen. Daarbij dient onderscheid te worden gemaakt tussen het optreden van predatie en een mogelijke impact ervan op de populatie. Het feit dat eieren, kuikens of adulte vogels worden gepredeerd, betekent immers niet noodzakelijk dat deze mortaliteit de populatieontwikkeling negatief beïnvloedt.

De Tillesse *et al.* (2024) baseren hun inschatting van de gevoeligheid in eerste instantie op algemene kenmerken van de levensgeschiedenis en broedecologie. Op basis van onder meer Newton (1993) beschouwen zij eendachtigen, steltlopers en hoenderachtigen als bijzonder gevoelig voor de impact van predatie. Het gaat hierbij om grondbroedende soorten waarbij de mogelijkheden om reproductieve verliezen te compenseren beperkt wordt door kenmerken zoals een relatief late geslachtsrijpheid, een vroege broedperiode die sterk overlapt met die van kraaiachtigen en een beperkt aantal broedpogingen per jaar. Omgekeerd worden onder meer holenbroeders en soorten met meerdere broedsels per jaar als minder gevoelig beschouwd, omdat zij minder aan nestpredatie worden blootgesteld of verliezen gemakkelijker kunnen compenseren.

In de verdere beoordeling wordt voor elke soort uitgegaan van een basisniveau 'gevoelig', dat op basis van soortspecifieke kenmerken naar boven of beneden kan worden bijgesteld. Zo ontstaan vier gevoeligheidscategorieën: zeer gevoelig, gevoelig, weinig gevoelig en zeer weinig gevoelig. Eendachtigen, steltlopers en hoenderachtigen worden daarbij als zeer gevoelig beschouwd, terwijl soorten met kenmerken die wijzen op een lagere kwetsbaarheid als weinig gevoelig of zeer weinig gevoelig worden ingedeeld. Voor deze laatste twee categorieën formuleren De Tillesse *et al.* (2024) geen vaste kwantitatieve criteria, de indeling gebeurde op basis van een expertoordeel door vier

medewerkers van DEMNA (Département de l'Étude du Milieu Naturel et Agricole). Bij dit expertoordeel lijken vooral de toegankelijkheid van de soort voor kraaiachtigen en haar broedecologie bepalend. De Tillesse *et al.* (2024) geven hiervan twee illustratieve voorbeelden. De roerdomp (*Botaurus stellaris*) wordt als weinig gevoelig beschouwd omdat de soort broedt in rietvegetaties die voor beide kraaiachtigen relatief ontoegankelijk zijn, terwijl de ruigpootuil (*Aegolius funereus*) als zeer weinig gevoelig wordt beschouwd vanwege zijn broedwijze als holenbroeder.

Concreet gebruiken De Tillesse *et al.* (2024) deze gevoeligheidsniveaus, die verschillen voor zwarte kraai en ekster, om de initiële classificatie op basis van de beschermingsstatus van de doelsoort naar boven of beneden bij te stellen. De bijstelling gebeurt als volgt:

- Soorten gecategoriseerd als 'Kwetsbaar' (VU):
    - Opwaardering van niveau 1 naar niveau 2 wanneer het gaat om eendachtigen, hoenderachtigen of steltlopers **EN** de afwijking betrekking heeft op zwarte kraai
- Soorten gecategoriseerd als 'Bedreigd' (EN):
    - Opwaardering van niveau 2 naar niveau 3 wanneer het gaat om eendachtigen, hoenderachtigen of steltlopers
    - Afwaardering van niveau 2 naar niveau 1 wanneer het gaat om weinig gevoelige of zeer weinig gevoelige soorten
- Soorten gecategoriseerd als 'Ernstig Bedreigd' (CR):
    - Afwaardering van niveau 3 naar niveau 2 wanneer het gaat om weinig gevoelige soorten
    - Afwaardering van niveau 3 naar niveau 1 wanneer het gaat om zeer weinig gevoelige soorten

Het resulterende niveau geeft vervolgens aan in welke mate een afwijking op basis van de combinatie van beschermingsstatus en gevoeligheid voor predatie ecologisch kan worden gemotiveerd. Bij niveau 0 en 1 wordt een afwijking niet gerechtvaardigd geacht, bij niveau 2 kan een afwijking worden overwogen en bij niveau 3 wordt een afwijking aanbevolen.

Taylor *et al.* (2022) hanteren in hun beoordelingskader voor de gevoeligheid van broedvogelsoorten voor predatie door kraaiachtigen in Wales een meer reproduceerbare benadering. Zij vertrekken daarbij niet van de IUCN Rode Lijst-categorieën, maar van de Britse Birds of Conservation Concern (BoCC), waarin soorten op basis van deels vergelijkbare criteria worden ingedeeld op een groene, amber- of rode lijst. In tegenstelling tot De Tillesse *et al.* (2024) kennen ze geen verschillende afwijkingsniveaus toe, maar ook zij nemen niet automatisch alle soorten met een ongunstige status (rood of amber) op in de verdere beoordeling.

De verdere analyse wordt gericht op soorten waarvan de ongunstige status samenhangt met een afname van de broedpopulatie of het verspreidingsgebied. Soorten die uitsluitend op basis van een kleine populatieomvang als bedreigd worden beschouwd, worden niet geselecteerd. De achterliggende redenering is dat een soort die gedurende langere tijd een kleine maar stabiele

populatie en verspreiding behoudt, kennelijk op dat niveau kan voortbestaan. Een kleine populatieomvang vormt op zichzelf dan ook geen aanwijzing dat predatie de populatie momenteel limiteert. Andere factoren, zoals een beperkte beschikbaarheid van geschikt leefgebied, kunnen de kleine populatieomvang verklaren. Een vastgestelde afname in populatieomvang of verspreidingsgebied geeft daarentegen wel aanleiding om te onderzoeken of veranderingen in demografische parameters, waaronder een door predatie verminderd broedsucces, aan deze achteruitgang kunnen bijdragen (Taylor *et al.*, 2022).

Taylor *et al.* (2022) kwantificeren voor de geselecteerde soorten de potentiële gevoeligheid voor predatie met een predatorspecifieke 'Predation Vulnerability Index'. Deze combineert de habitatoverlap tussen predator en prooi met de kwetsbaarheid van het nest. De habitatoverlap wordt op basis van de Britse Breeding Bird Survey (BBS) berekend uit het gebruik van verschillende habitats door predator en prooi. De nestkwetsbaarheid wordt bepaald aan de hand van nestpositie en -type: grondnesten krijgen de hoogste kwetsbaarheid (1), nesten op zeekliffen een intermediaire waarde (0,5) en bovengrondse nesten een waarde 0. Daarnaast worden open nesten (1) als kwetsbaarder beschouwd dan holte- of andere omsloten nesten (0).

Door deze kenmerken te combineren ontstaat voor iedere predator-prooicombinatie een kwantitatieve kwetsbaarheidsscore. De index geeft daarmee een gestandaardiseerde inschatting van de potentiële blootstelling aan predatie door de betrokken kraaiachtige.

In een volgende stap beoordelen Taylor *et al.* (2022) of de potentiële kwetsbaarheid voor predatie zich al dan niet kan vertalen in een impact op de prooipopulatie. Hierbij wordt op basis van resultaten van demografische monitoring, beschikbare literatuur en expertkennis nagegaan of veranderingen in broedsucces aan deze achteruitgang kunnen bijdragen en of predatie daarbij als mogelijke oorzaak wordt genoemd. Waar mogelijk wordt daarbij ook nagegaan of specifiek predatie door kraaiachtigen betrokken is. Taylor *et al.* (2022) vereisen daarbij niet dat voor iedere soort een causaal effect van kraaiachtigen op de populatieontwikkeling is aangetoond. Dergelijk bewijs is voor de meeste soorten niet beschikbaar en het is bijzonder moeilijk om de impact van één predatorsoort te onderscheiden van die van andere predatoren en andere factoren die de populatieontwikkeling beïnvloeden. De beoordeling kan daarom gebaseerd zijn op aanwijzingen dat verminderd broedsucces bijdraagt aan de achteruitgang en dat predatie in het algemeen daarbij een rol speelt, tot studies waarin predatie door kraaiachtigen specifiek als relevante factor wordt geïdentificeerd. Het ontbreken van dergelijke studies wordt daarbij expliciet beschouwd als een kennishiaat en niet als bewijs dat kraaiachtigen geen impact hebben.

4.2.2.3 Relevante doelsoorten Vlaanderen

Om de gevoeligheid van broedvogels in Vlaanderen voor een predatie-impact door kraaiachtigen in te schatten werd een aangepaste methodiek ontwikkeld waarin de kwantitatieve benadering van Taylor *et al.* (2022) wordt gecombineerd met de beoordelingsniveaus van De Tillesse *et al.* (2024).

Beschermingsstatus

Als uitgangspunt werden alle soorten opgenomen die op de meest recente Vlaamse IUCN Rode Lijst van broedvogels (Devos *et al.*, 2016) als 'Kwetsbaar' (VU), 'Bedreigd' (EN) of 'Ernstig Bedreigd' (CR) zijn geclassificeerd. Dit resulteerde in 61 soorten: 21 VU-, 16 EN- en 24 CR-soorten. Analoog aan Taylor *et al.* (2022) werd daarnaast nagegaan waarop de Rode Lijst-status gebaseerd werd. Hiervoor werden de scores voor de onderliggende IUCN-criteria uit Devos *et al.* (2016) gebruikt. Bewijs voor een afname van de broedpopulatie of het verspreidingsgebied werd verondersteld wanneer een soort voor criterium A (populatieafname), criterium B (afname verspreidingsgebied) of criterium C (kleine én afnemende populatie) een beoordeling van VU, EN of CR kreeg, of wanneer de uiteindelijke Rode Lijst-status vanwege een historische afname naar boven was bijgesteld. Van de 61 geselecteerde soorten vertoonden er volgens deze criteria 44 een populatieafname en/of een afname van het verspreidingsgebied, tegenover 17 soorten die enkel omwille van een kleine populatie als VU, EN of CR werden gecategoriseerd. Dit onderscheid werd als aanvullende informatie behouden, maar bepaalde niet rechtstreeks de uiteindelijke gevoeligheidsscore.

Gevoeligheid

De potentiële gevoeligheid werd vervolgens voor elke predator-prooicombinatie bepaald aan de hand van vier componenten gebaseerd op de beoordeling van zowel De Tillesse *et al.* (2024) als Taylor *et al.* (2022), namelijk: ruimtelijke habitatoverlap, temporele overlap tijdens het broedseizoen, nestkwetsbaarheid en levensgeschiedenis. Naast habitat- en nestkenmerken wordt dus ook expliciet rekening gehouden met de temporele overlap met de predator en met kenmerken die bepalen in welke mate een soort verliezen tijdens de voortplanting kan compenseren.

De habitatoverlap werd waar mogelijk gekwantificeerd op basis van de meest recente gegevens uit het meetnet Algemene Broedvogels Vlaanderen (ABV) (Onkelinx *et al.*, 2026). Voor zwarte kraai en ekster werd per ABV-stratum eerst het aandeel relevante hokken berekend, wat volgens Onkelinx *et al.* (2026) een goede maat vormt voor de frequentie waarmee een soort binnen een stratum aanwezig is. Voor prooisoorten die eveneens in de meest recente ABV-resultaten vertegenwoordigd waren, werden de soortspecifieke stratumgewichten uit de ABV-analyse gebruikt. Deze zijn gebaseerd op zowel de frequentie van voorkomen van de prooisoort binnen elk stratum als de totale oppervlakte van dat stratum in Vlaanderen en geven daardoor de relatieve verdeling van de voor de prooisoort relevante hokken over de verschillende strata weer.

Voor iedere predator-prooicombinatie werd vervolgens de frequentie van de predator binnen elk stratum gewogen volgens het belang van dat stratum voor de prooisoort en werden deze waarden over alle strata opgeteld. Op die manier wordt de overlap niet bepaald door louter te vergelijken hoe frequent predator en prooi binnen elk habitattype voorkomen, maar wordt specifiek ingeschat hoe frequent de predator voorkomt in de hokken waarin de prooisoort in Vlaanderen voorkomt. Een hoge overlap ontstaat dus wanneer een groot deel van de voor de prooisoort relevante hokken zich bevindt in strata waarin de predator frequent aanwezig is. Voor 19 van de 61 soorten kon deze berekening rechtstreeks op ABV-gegevens worden gebaseerd.

Voor de overige 42 soorten werden de broedhabitats afgeleid uit het veld 'biotope' in de GBIF-publicatie van de Vlaamse Rode Lijst van broedvogels (Devos *et al.*, 2016). Wanneer voor een soort meerdere biotopen waren opgegeven, werden deze afzonderlijk meegenomen en gekoppeld aan de overeenkomstige ABV-strata (Tabel 2). Hierbij werd de biotoopcategorie 'urban' gekoppeld aan zowel het ABV-stratum 'Urbaan' als 'Suburbaan'. Voor deze soorten werd de frequentie van voorkomen van zwarte kraai en ekster binnen de overeenkomstige ABV-strata, zoals hierboven beschreven, gebruikt als proxy voor de potentiële habitatoverlap. Wanneer meerdere strata van toepassing waren, werd het gemiddelde van de predatorfrequenties gebruikt, aangezien geen informatie beschikbaar was over het relatieve gebruik van de verschillende habitats door de prooisoort.

Tabel 2: Koppeling van de biotoopcategorieën uit de Vlaamse Rode Lijst aan de overeenkomstige Algemene Broedvogels Vlaanderen strata.

Biotoop Rode Lijst	**ABV-stratum**
Agriculture	Landbouw
Grasslands	Landbouw
Urban	Urbaan; Suburbaan
Woodlands	Bos
Shrubs	Bos
Heathlands	Heide en duin
Dunes	Heide en duin
Marshes	Moeras en water
Standing waters	Moeras en water
Running waters	Moeras en water

De resulterende waarden werden gebruikt om voor iedere predator-prooicombinatie te beoordelen of er al dan niet sprake is van relevante habitatoverlap. Om dit onderscheid te bepalen werd voor drempelwaardes van 0,50 tot en met 1,00, in stappen van 0,05, de gevoeligheidscategorie (zie Bijlage 3) en het daaruit volgende indicatieve screeningsniveau (zie Bijlage 4) voor alle 61 prooisoorten bepaald, terwijl overige kenmerken en beoordelingsregels constant werden gehouden.

Vervolgens werd de drempelwaarde afgestemd op het expertenoordeel uit De Tillesse *et al.* (2024). Woudaap (*Botaurus minutus*), roerdomp, snor (*Locustella luscinioides*) en grote karekiet

(*Acrocephalus arundinaceus*) worden hier als weinig gevoelig beschouwd voor zowel zwarte kraai als ekster omwille van de beperkte habitatoverlap. Voor zwarte kraai geldt dit daarnaast voor Europese kanarie (*Serinus serinus*). Vanaf een drempelwaarde van 0,80 werden deze soorten ook binnen de hier toegepaste beoordeling als weinig gevoelig ingedeeld (zie Bijlage 3). Daarom werd 0,80 geselecteerd als drempelwaarde, waarbij overlapwaarden ≥ 0,80 als relevante habitatoverlap werden beschouwd. Bij deze drempel vertoonden 44 van de 61 soorten relevante habitatoverlap met zwarte kraai, tegenover slechts één met ekster.

De gekozen drempelwaarde vormt daarmee een methodische afstemming op een bestaand expertenoordeel en geen empirisch gevalideerde ecologische of juridische grens. De overeenkomst met de gebruikte referentiesoorten vormt evenmin een onafhankelijke validatie van de beoordeling voor de overige soorten. Een hoge geschatte habitatoverlap impliceert bovendien niet noodzakelijk een demografisch relevante predatie-impact. De gevoeligheid van de uiteindelijke beoordeling voor de drempelkeuze werd weergegeven door voor iedere onderzochte drempelwaarde het aantal soorten in niveau 2, niveau 3 en beide niveaus samen te bepalen.

Naast de ruimtelijke overlap werd ook de temporele overlap tijdens het broedseizoen gekwantificeerd. Hiervoor werden de soortspecifieke datumgrenzen uit het Broedvogel Monitoring Project (BMP) van Sovon Vogelonderzoek Nederland gebruikt. Het BMP is een gestandaardiseerde methode voor het monitoren van broedvogels, waarbij per soort interpretatiecriteria zijn vastgelegd voor het afbakenen van territoria. Deze omvatten onder meer soortspecifieke datumgrenzen waarbinnen territoriale waarnemingen een belangrijke rol spelen bij het vaststellen van een territorium (Vergeer *et al.*, 2023). Deze datumgrenzen werden hier gebruikt als gestandaardiseerde benadering van de periode met relevante territoriale of broedactiviteit. Ze zijn echter niet specifiek ontwikkeld om de periode van nest- of kuikenkwetsbaarheid voor predatie te ramen. Voor iedere prooisoort werd vervolgens berekend welk aandeel van deze periode overlapte met de overeenkomstige periode van zwarte kraai of ekster. Bij 31 van de 61 soorten was deze temporele overlap volledig.

Ten slotte werd de dataset van Storchová & Hořák (2018), die soortspecifieke informatie bevat over onder meer nesttype, leeftijd bij eerste voortplanting en het aantal broedsels per jaar, gebruikt om de nestkwetsbaarheid en het vermogen om reproductieve verliezen te compenseren in te schatten. Naar analogie met Taylor et al. (2022) werd het nesttype vertaald naar twee binaire kenmerken: grondbroedend (ja/nee) en open broedend (ja/nee). Grondnesten en open nesten werden daarbij als toegankelijker voor kraaiachtigen beschouwd dan respectievelijk bovengrondse en gesloten of holenesten. Van de 61 onderzochte soorten werden 34 als grondbroeder en 39 als open broeder geclassificeerd.

Het vermogen om reproductieve verliezen te compenseren werd benaderd aan de hand van de leeftijd bij eerste voortplanting en het aantal broedsels per jaar. Soorten die pas na hun eerste levensjaar tot broeden komen en/of slechts één broedsel per jaar produceren, werden als minder in

staat beschouwd om verliezen door predatie te compenseren. Op basis van deze criteria gold dit voor 36 van de 61 onderzochte soorten.

Beoordeling

De bovenstaande kenmerken werden voor elke predator-prooicombinatie gecombineerd tot een classificatie in vier gevoeligheidscategorieën. Een volledig overzicht van de onderliggende kenmerken voor alle soorten is opgenomen in bijlage 2. De categorieën zijn bedoeld als indicatieve screening op soortniveau; zij tonen geen plaatselijke populatie-impact van predatie aan en zijn geen zelfstandige toelatingscriteria voor een afwijking.

- Zeer gevoelig: beperkt vermogen om reproductieve verliezen te compenseren én open nest én grondnest én volledige temporele overlap én habitatoverlap ≥ 0,80.
- Gevoelig: alle combinaties die niet voldoen aan de criteria voor zeer gevoelig, weinig gevoelig of zeer weinig gevoelig.
- Weinig gevoelig: nest niet open óf niet grondgebonden, én daarnaast onvolledige temporele overlap óf habitatoverlap < 0,80.
- Zeer weinig gevoelig: nest noch open, noch grondgebonden, óf zowel onvolledige temporele overlap als habitatoverlap < 0,80.

Vervolgens werd, naar analogie met De Tillesse *et al.* (2024), op basis van de Rode Lijst-status een initieel beoordelingsniveau toegekend. Dit niveau werd, opnieuw zoals in het Waalse afwegingskader, op basis van de gevoeligheidscategorie naar boven of beneden bijgesteld. Tabel 3 geeft de soorten weer die hierdoor voor minstens één van beide predatoren uiteindelijk het indicatieve screeningsniveau 2 of 3 bereiken. De indeling is gebaseerd op een bestaand beoordelingskader, aangepast aan de Vlaamse gegevens, en vormt geen aanbeveling of toelating tot bestrijding in een concrete situatie.

Tabel 3: Broedvogelsoorten die voor zwarte kraai en/of ekster op basis van de gecombineerde beoordeling een indicatief ecologisch screeningsniveau 2 of 3 bereiken, geordend op Rode Lijst-status. Grijs gemarkeerde soorten hebben hun bedreigde Rode Lijst-status uitsluitend vanwege hun kleine populatieomvang en zouden volgens de selectiecriteria van Taylor *et al.* (2022) daarom niet voor een afwijking in aanmerking komen.

Nederlandse Naam	**RL-status**	**Afname populatie/ verspreidingsgebied**	**Indicatief screeningsniveau Zwarte kraai**	**Indicatief screeningsniveau Ekster**
Bontbekplevier	CR	Ja	3	1
Dwergstern	CR	Ja	3	3
Grauwe kiekendief	CR	Ja	3	1
Kemphaan	CR	Ja	3	1

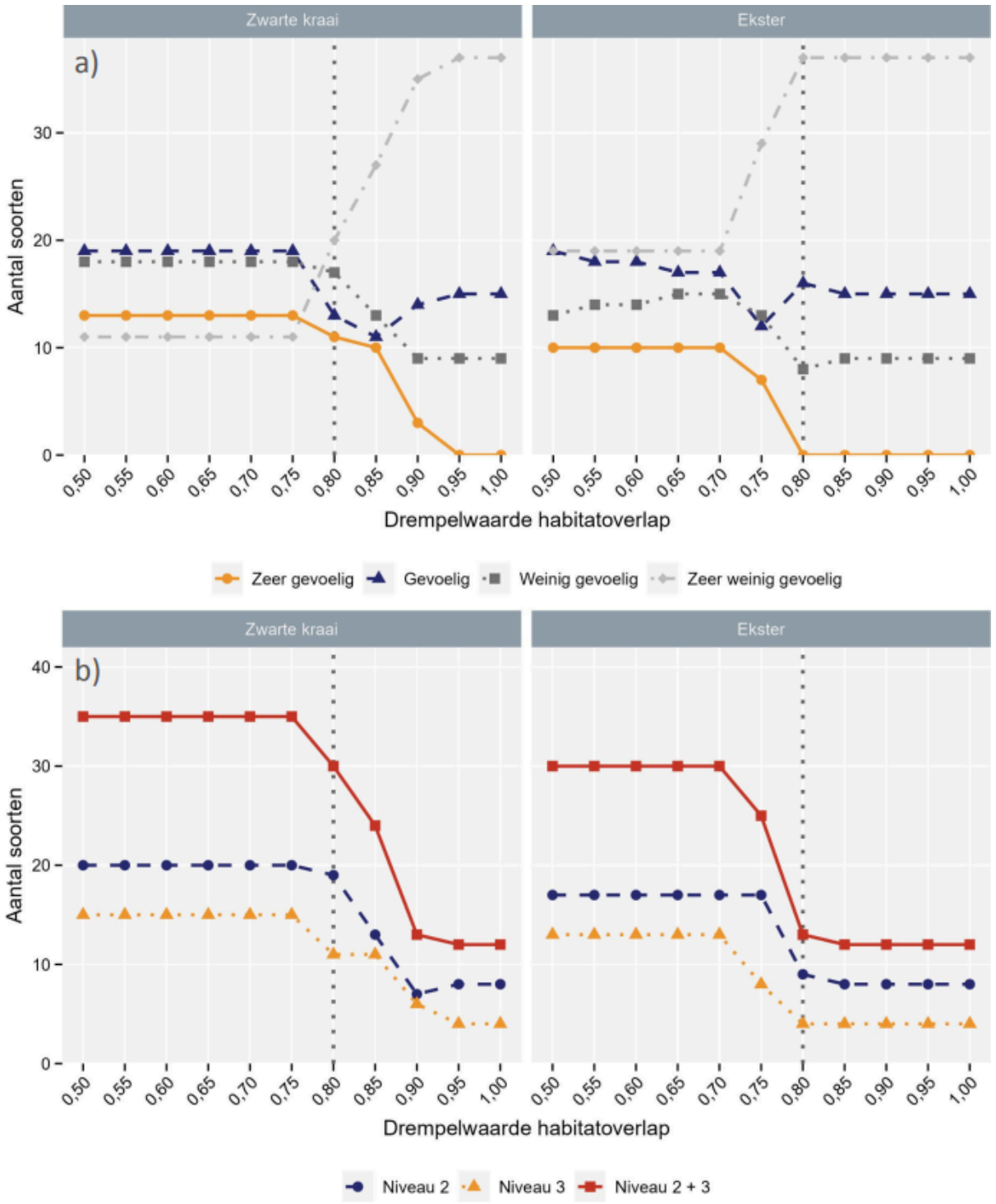
Kuifleeuwerik	CR	Ja	3	3
Stormmeeuw	CR	Nee	3	3
Strandplevier	CR	Ja	3	3
Europese kanarie	CR	Ja	2	1
Graszanger	CR	Ja	2	1
Grauwe gors	CR	Ja	2	1
Kleine barmsijs	CR	Nee	2	1
Kramsvogel	CR	Ja	2	1
Kwartelkoning	CR	Ja	2	1
Lepelaar	CR	Ja	2	2
Paapje	CR	Ja	2	1
Roerdomp	CR	Nee	2	2
Watersnip	CR	Ja	2	2
Zomertortel	CR	Ja	2	1
Bruine kiekendief	EN	Nee	3	2
Grote stern	EN	Ja	3	2
Kievit	EN	Ja	3	2
Wulp	EN	Ja	3	2
Graspieper	EN	Ja	2	1
Slechtvalk	EN	Nee	2	2
Zomertaling	EN	Ja	2	2
Grutto	VU	Ja	2	1
Kluut	VU	Nee	2	1
Kokmeeuw	VU	Ja	2	1

Patrijs	VU	Ja	2	1
Tureluur	VU	Ja	2	1

Uit figuur 1 blijkt hoe de drempelwaarde voor habitatoverlap de gevoeligheidsclassificatie en het uiteindelijke indicatieve screeningsniveau beïnvloedt. Bij hogere drempelwaarden neemt het aantal zeer gevoelige soorten af en het aantal zeer weinig gevoelige soorten toe. Voor zwarte kraai beginnen deze verschuivingen boven 0,75; voor ekster treden ze eerder op, met de grootste veranderingen tussen 0,70 en 0,80.

Het gecombineerde aantal soorten in screeningssniveau 2 of 3 daalt voor zwarte kraai van 35 bij 0,75 tot 30 bij de gehanteerde drempelwaarde van 0,80. Voor ekster daalt dit aantal van 30 bij 0,70 tot 13 bij 0,80. Vanaf respectievelijk 0,95 en 0,85 blijven zowel de gevoeligheidsclassificaties als de aantallen per screeningsniveau stabiel.

De analyse toont hoe de drempelwaarde voor habitatoverlap doorwerkt in de uiteindelijke beoordeling. De keuze van een drempelwaarde vereist daarom een expliciete afweging tussen het risico om potentieel gevoelige prooisoorten buiten de selectie te laten en het risico om soorten te selecteren waarvoor de relevantie van de habitatoverlap minder zeker is (zie Bijlage 3 en 4). De gehanteerde waarde van 0,80 werd geselecteerd op basis van overeenstemming met de beoordeling van de referentiesoorten die in het expertenoordeel van De Tillesse *et al.* (2024) als weinig gevoelig werden beschouwd. Deze afstemming biedt een onderbouwing voor de drempelkeuze, maar identificeert geen ecologisch optimale grens. De variatie in uitkomsten tussen drempelwaarden maakt zichtbaar in welke mate de uiteindelijke selectie afhankelijk blijft van deze methodische keuze. Zoals verder besproken (zie 6. Discussie), omvat de omgang met deze onzekerheid ook beleidsmatige waardeoordelen.



Figuur 1: Invloed van de drempelwaarde voor habitatoverlap op de aantallen broedvogelsoorten per gevoeligheidscategorie (a) en indicatieve screeningsniveau (b), afzonderlijk voor zwarte kraai en ekster. De verticale stippellijnen markeren de gehanteerde drempelwaarde van 0,80.

4.2.2.4 Conclusie

Voor de soorten in tabel 3 kan de combinatie van beschermingsstatus en potentiële predatiegevoeligheid een ecologische aanwijzing vormen om een eventuele afwijkingsaanvraag verder te onderzoeken. Deze classificatie vormt echter enkel een eerste screening en toont niet aan dat predatie door zwarte kraai of ekster de betrokken populatie daadwerkelijk limiteert. Taylor *et al.* (2022) benadrukken dat in het beste geval ook kan worden nagegaan of predatie door kraaiachtigen daadwerkelijk bijdraagt aan de achteruitgang van de prooisoort. Dergelijk bewijs ontbreekt echter voor veel soorten: predatie wordt regelmatig vastgesteld, maar veel minder studies kunnen aantonen dat dit populaties limiteert of welk aandeel daarbij aan een specifieke predator kan worden toegeschreven. Bovendien moet rekening worden gehouden met de volledige predatorgemeenschap en andere factoren die de populatieontwikkeling beïnvloeden.

Daarom wordt bewijs voor een impact van predatie niet als bijkomend criterium in deze classificatie opgenomen. Voor soorten met quotering 2 en 3 wordt een dergelijke impact als potentieel relevant beschouwd, waarna bij een concrete afwijkingsaanvraag geval per geval moet worden beoordeeld of predatie door de betrokken predatorsoort betekenisvol is, en hoe aannemelijk het is dat predatorbeheersing van deze predatorsoort bij kan dragen aan het beoogde beschermingsdoel.

Een sluitend causaal bewijs dat predatie door kraaiachtigen lokaal een relevante impact heeft, zal in veel concrete situaties niet haalbaar zijn. In de praktijk lijkt het daarom aangewezen om de beoordeling te baseren op verschillende, elkaar ondersteunende bronnen van informatie. Algemene wetenschappelijke kennis over de gevoeligheid van de doelsoort kan daarbij worden gecombineerd met lokale gegevens over waargenomen predatie of predatorabundantie en over relevante demografische parameters van de doelsoort, zoals nestsucces, kuikenoverleving of productiviteit. Naarmate deze aanwijzingen sterker en consistenter in dezelfde richting wijzen, kan beter worden onderbouwd dat de betrokken kraaiachtige lokaal aan het probleem bijdraagt. Daarbij moeten het optreden van predatie, het mogelijke effect op de doelpopulatie en de verwachte meerwaarde van predatorbeheersing afzonderlijk worden beoordeeld; bewijs voor predatie alleen volstaat niet om effectiviteit van bestrijding te veronderstellen. Bij herhaalde maatregelen is evaluatie aan de hand van relevante demografische gegevens van de doelsoort aangewezen.

Minstens even belangrijk is de vraag of predatorbeheersing redelijkerwijs kan bijdragen aan het beoogde beschermingsdoel. Wanneer bijvoorbeeld geschikt broed- of foerageerhabitat sterk tekortschiet, zal predatorbeheersing op zichzelf niet volstaan om een positief effect uit te oefenen op de populatieontwikkeling van de doelsoort (Franks *et al.*, 2018; Roos *et al.*, 2018; Smart *et al.*, 2013). Omgekeerd wordt een relevante bijdrage van predatorbeheersing plausibeler wanneer voldoende geschikt habitat aanwezig is of gerichte habitatmaatregelen worden uitgevoerd en predatie desondanks een belangrijk resterend knelpunt vormt. Predatorbeheersing moet daarom steeds worden beoordeeld in samenhang met de habitatkwaliteit en met de reeds genomen of geplande herstelmaatregelen.

Ten slotte moet de beoordeling van gevoeligheid van prooisoorten als dynamisch worden beschouwd. Zoals ook De Tillesse *et al.* (2024) benadrukken, kan deze worden aangepast wanneer nieuwe informatie beschikbaar komt over de beschermingsstatus, predator-prooirelaties of gevoeligheid voor predatie. Zo zal een toekomstige actualisatie van de Vlaamse Rode Lijst van broedvogels naar verwachting tot wijzigingen in de selectie en het indicatieve screeningsniveau van soorten leiden en is het dan ook aangeraden om deze bepaling opnieuw uit te voeren.

5. Technische vereisten

5.1 Achtergrond

Naast het ontbreken van een andere bevredigende oplossing en de aanwezigheid van een geldige afwijkingsgrond, bepaalt artikel 9 van de Vogelrichtlijn dat iedere afwijking aan een aantal technische vereisten moet voldoen. De Europese Commissie benadrukt dat deze voorwaarden niet louter administratieve formaliteiten zijn. Volgens de rechtspraak van het Hof van Justitie dienen zij ertoe afwijkingen te beperken tot wat strikt noodzakelijk is en de bevoegde instanties en de Europese Commissie in staat te stellen de toepassing en gevolgen ervan te controleren. Een afwijkingsbesluit moet daarom voldoende volledig, expliciet en nauwkeurig zijn om te kunnen beoordelen of aan de voorwaarden van artikel 9 is voldaan (Europese Commissie, 2026).

Artikel 9(2) onderscheidt daarbij vijf elementen: (1) de soorten waarop de afwijking betrekking heeft, (2) de toegelaten middelen, installaties of methoden, (3) de omstandigheden van risico en de omstandigheden van tijd en plaats, (4) de bevoegde instantie en de grenzen waarbinnen en personen door wie de afwijking mag worden toegepast, en (5) de controles die worden uitgevoerd. De Guidance geeft voor elk van deze elementen een verdere interpretatie.

5.1.1 Soorten en aantallen

De betrokken soorten moeten volgens de Europese Commissie soortspecifiek worden vermeld. Algemene categorieën zoals ‘vogels’ of ‘kraaien’ volstaan niet. Wanneer een afwijking betrekking heeft op verschillende soorten, moeten deze afzonderlijk worden gespecificeerd (met uitzondering van bv. de afwijkingsgrond van luchtveiligheid).

Daarnaast moet per soort de toegestane omvang van de ingreep worden afgebakend. De Europese Commissie vraagt dat zowel het beoogde als het daadwerkelijk aantal gedode, gevangen of verstoorde individuen of nesten wordt geregistreerd en gerapporteerd. Wanneer vooraf geen exact aantal kan worden bepaald, kan ook met een raming of bereik worden gewerkt. Een bepaald aantal mogelijke afwijkingen of nationale of regionale quota kunnen eveneens worden gebruikt, voor zover deze verenigbaar blijven met artikel 9 en de algemene doelstellingen van de Vogelrichtlijn.

Bij het bepalen van deze aantallen moet onderscheid worden gemaakt tussen de omvang van de individuele afwijking en de cumulatieve impact van alle individueel verleende afwijkingen op de betrokken populatie. Op lokaal niveau moet de ingreep beperkt blijven tot wat noodzakelijk is om het concrete doel van de afwijking te bereiken. Tegelijk moeten lidstaten de gezamenlijke impact van alle afwijkingen opvolgen en waar nodig ook effecten buiten de eigen bestuurlijke grenzen in rekening brengen. De relevante ecologische schaal hangt daarbij af van de betrokken soort en populatie. Voor

grensoverschrijdende of migrerende populaties kan dit bijvoorbeeld op het niveau van de flyway (de trekroute met de bijbehorende broed-, pleister- en overwinteringsgebieden) zijn.

Uitgangspunt is dat afwijkingen verenigbaar moeten blijven met de doelstelling van de Vogelrichtlijn om populaties van de betrokken soorten op een bevredigend niveau te behouden of naar dat niveau toe te laten evolueren (Europese Commissie, 2026). Daarbij moeten niet alleen individuele afwijkingen, maar waar relevant ook hun cumulatieve effecten worden beoordeeld. Voor gecoördineerd beheer van populaties op flyway-niveau verwijst de Commissie onder meer naar het gebruik van een 'favourable reference value' en naar populatieparameters zoals reproductie en totale jaarlijkse mortaliteit. In die context kan ook een maximaal aantal te verwijderen individuen worden vastgesteld. Dit maximum vormt uitdrukkelijk een bovengrens en geen na te streven quotum.

5.1.2 Methoden

Een afwijking moet duidelijk aangeven welke middelen, installaties of methoden voor vangst of doding zijn toegestaan. Volgens de Europese Commissie (2026) moeten deze voldoende nauwkeurig worden beschreven om hun mogelijke impact op de betrokken soort te kunnen beoordelen. Waar relevant omvat dit bijvoorbeeld het type en de afmetingen van het gebruikte middel. Ook moet duidelijk worden bepaald binnen welke grenzen en door wie deze middelen of methoden mogen worden toegepast. De Europese Commissie (2008) benadrukt daarbij dat een algemene bevoegdheid om bepaalde methoden toe te staan niet volstaat: de toegestane middelen en toepassingsvoorwaarden moeten voldoende specifiek in de afwijking worden vastgelegd.

Deze vereiste moet bovendien worden gelezen in samenhang met artikel 8 van de Vogelrichtlijn, dat in beginsel middelen en methoden verbiedt die vogels op grote schaal of niet-selectief kunnen vangen of doden, of die lokaal tot het verdwijnen van een soort kunnen leiden. Wanneer via artikel 9 van deze bepalingen wordt afgeweken, moet daarom duidelijk zijn welke methode, binnen welke grenzen en onder welke voorwaarden wordt toegestaan.

5.1.3 Temporele en ruimtelijke schaal

Artikel 9 van de Vogelrichtlijn vereist dat een afwijking de omstandigheden van tijd en plaats specificeert waaronder zij mag worden toegepast. Een afwijking kan dus niet onbeperkt in tijd of ruimte worden verleend, maar moet voldoende nauwkeurig aangeven waar en gedurende welke periode de toegestane handelingen mogen plaatsvinden. De Europese Commissie beschouwt deze afbakening als een essentieel onderdeel van een rechtsgeldige en controleerbare afwijking.

Hierbij wordt benadrukt dat de verschillende voorwaarden van artikel 9 gezamenlijk moeten waarborgen dat een afwijking beperkt blijft tot de specifieke situatie waarvoor zij wordt verleend (Europese Commissie, 2026). De temporele en geografische afbakening moet bijgevolg samenhangen met het concrete doel van de afwijking en met de omstandigheden waaronder de noodzaak voor de

ingreep zich voordoet. De bevoegde overheid moet bovendien kunnen vaststellen wanneer en waar aan deze voorwaarden is voldaan en binnen welke grenzen de afwijking mag worden uitgevoerd.

De *Guide on Hunting under the Birds Directive* (Europese Commissie, 2008) verduidelijkt deze vereiste verder. De vermelding van de omstandigheden van tijd en plaats heeft niet alleen als doel de afwijking te beperken tot wat noodzakelijk is, maar ook een effectieve controle mogelijk te maken. De Commissie koppelt de afbakening namelijk ook aan de zogenaamde 'conditions of risk': bij het bepalen van de voorwaarden rond tijd en plaats waaronder een afwijking wordt uitgevoerd, moet rekening worden gehouden met de risico's die met de gebruikte middelen en methoden samenhangen. Daarbij kunnen volgens de Commissie specifieke voorzorgsmaatregelen nodig zijn om de risico's voor andere soorten te beperken.

De temporele en geografische afbakening heeft daarmee een dubbele functie. Enerzijds moet zij ervoor zorgen dat de afwijking voldoende ruim is om het concrete doel waarvoor zij wordt verleend daadwerkelijk te kunnen bereiken. Anderzijds moet zij de ingreep beperken tot de plaatsen en perioden waarin deze noodzakelijk is en onnodige gevolgen voor de betrokken predatorpopulatie, niet-doelsoorten en andere natuurwaarden vermijden.

5.1.4 Vergunningsverlening en uitvoering

Een afwijking is verplicht duidelijk aan te geven welke bevoegde instantie vaststelt dat aan de voorwaarden voor de afwijking is voldaan en beslist welke middelen of methoden, binnen welke grenzen en door wie mogen worden toegepast. Volgens de Europese Commissie (2026) moet deze bevoegde instantie duidelijk worden geïdentificeerd op nationaal, regionaal of lokaal niveau en moet, waar relevant, eveneens worden aangegeven aan wie de afwijking wordt verleend.

De verantwoordelijkheid voor de beoordeling of aan de voorwaarden van artikel 9 is voldaan, ligt bij de bevoegde overheid. Een voldoende duidelijke vergunningsbeslissing is bovendien noodzakelijk om achteraf controle door bevoegde instanties en, indien nodig, rechterlijke toetsing mogelijk te maken.

De Vogelrichtlijn schrijft daarbij niet voor dat afwijkingen uitsluitend als individuele vergunningen kunnen worden verleend. De Europese Commissie (2026) verduidelijkt onder meer dat ook meer algemene machtigingen aan een duidelijk omschreven categorie van bevoegde personen mogelijk zijn, voor zover de voorwaarden van artikel 9(2) volledig worden gerespecteerd. Daarbij moet duidelijk zijn wie van de afwijking gebruik mag maken en onder welke voorwaarden en beperkingen. De keuze tussen individuele, gebiedsgerichte of meer algemene vergunningen verandert bijgevolg niets aan de verplichting om voor de toegestane handelingen voldoende nauwkeurig vast te leggen welke soorten, aantallen, methoden, perioden en gebieden onder de afwijking vallen.

5.1.5 Handhaving, monitoring en rapportering

Artikel 9 van de Vogelrichtlijn voorziet verschillende verplichtingen die moeten toelaten om zowel de correcte uitvoering als de gevolgen van afwijkingen op te volgen. Artikel 9(2)(e) vereist dat in de

afwijking wordt vastgelegd welke controles zullen worden uitgevoerd. Daarnaast verplicht artikel 9(3) de lidstaten om jaarlijks aan de Europese Commissie te rapporteren over de toepassing van de afwijkingen, waarna de Commissie overeenkomstig artikel 9(4) moet toezien dat de gevolgen daarvan verenigbaar blijven met de Vogelrichtlijn. Controle, monitoring en rapportering vormen daarmee een essentieel onderdeel van het afwijkingssysteem en niet louter een administratieve verplichting achteraf.

De aard en intensiteit van controle kan verschillen naargelang de wijze waarop de afwijking wordt uitgevoerd. Niet elke handeling hoeft daarbij noodzakelijk rechtstreeks controleerbaar te zijn. Wel moet het systeem voldoende informatie en mogelijkheden bieden om de naleving van de opgelegde voorwaarden en de gevolgen van de afwijking daadwerkelijk te kunnen beoordelen. Dit veronderstelt dat de voorwaarden voldoende concreet en achteraf traceerbaar zijn, bijvoorbeeld wat betreft de betrokken soorten, toegestane aantallen, middelen en methoden, uitvoerders en temporele en geografische begrenzing.

Volgens de Europese Commissie (2026) beperkt de vereiste opvolging zich niet tot controle op de correcte uitvoering van de afwijking. De bevoegde autoriteiten moeten eveneens nagaan of de afwijking het beoogde doel daadwerkelijk heeft bereikt, waarbij deze beoordeling door wetenschappelijke evidentie moet worden ondersteund. Indien uit de monitoring blijkt dat de maatregel onvoldoende effectief is of risico's of schade veroorzaakt voor de betrokken soorten, moeten waar nodig corrigerende maatregelen worden genomen. Dit onderscheid is voor afwijkingen ter bescherming van fauna belangrijk: het correct uitvoeren en registreren van een bepaald aantal vangsten of afschot toont op zichzelf nog niet aan dat daarmee ook het beoogde beschermingsdoel werd gerealiseerd.

Monitoring heeft daarnaast een functie op een hoger schaalniveau. De Europese Commissie (2026) benadrukt dat lidstaten het gebruik van afwijkingen op nationaal niveau moeten opvolgen om te verzekeren dat de cumulatieve impact van verschillende afwijkingen verenigbaar blijft met de doelstellingen van de Vogelrichtlijn (zie ook 5.2.1). De lidstaten moeten jaarlijks informatie over de toepassing van afwijkingen van de Vogelrichtlijn aan de Europese Commissie bezorgen. Op basis van de jaarlijkse rapporten beoordeelt de Commissie of de toepassing van afwijkingen verenigbaar blijft met artikel 9 en met de algemene beschermingsdoelstellingen van de Vogelrichtlijn. Daarbij kan zij lidstaten bijvoorbeeld wijzen op de noodzaak om het toegestane aantal vogels te verlagen, alternatieve oplossingen opnieuw te beoordelen of ontbrekende informatie aan te vullen. De lidstaat wordt vervolgens geacht zijn afwijkingskader waar nodig aan te passen. De gerapporteerde gegevens worden bovendien publiek ontsloten via een online dashboard, waardoor de rapportering ook bijdraagt aan transparantie.

5.2 Toepassing

De technische vereisten bepalen niet zozeer of bestrijding gerechtvaardigd is, maar vooral of er bij een gerechtvaardigde afwijking duidelijkheid is rond hoe er voor gezorgd wordt dat de ingreep gericht, proportioneel en controleerbaar blijft. Voor verschillende technische vereisten bestaat

daarbij echter geen eenduidige invulling die in alle situaties kan worden toegepast. Zo kunnen het noodzakelijke aantal te verwijderen predatoren, de optimale periode en ruimtelijke schaal van bestrijding en de meest geschikte methode verschillen naargelang de doelsoort, de lokale predatorpopulatie, de aard en omvang van het vastgestelde predatieprobleem en de kenmerken van het gebied. Bovendien is de beschikbare wetenschappelijke kennis niet voor al deze aspecten voldoende om algemeen toepasbare grenswaarden of voorwaarden vast te leggen.

Hieronder wordt daarom voor zwarte kraai en ekster nagegaan welke wetenschappelijke kennis beschikbaar is om de verschillende technische vereisten te onderbouwen, maar ook waar belangrijke kennislacunes bestaan. Waar de beschikbare kennis dit toelaat, worden algemene aandachtspunten of voorwaarden geformuleerd. Waar geen algemeen geldende optimale invulling kan worden vastgesteld, wordt aangegeven welke informatie op het niveau van de concrete afwijking nodig is om tot een onderbouwde en proportionele afbakening te komen.

5.2.1 Soorten en aantallen

Een afwijking voor bestrijding van kraaiachtigen dient in principe soortspecifiek te worden verleend: voor iedere predatorsoort moet afzonderlijk worden aangetoond dat aan de voorwaarden voor een afwijking is voldaan. De aanwezigheid van meerdere kraaiachtigen in hetzelfde gebied volstaat dus niet om bestrijding van al deze soorten te rechtvaardigen.

Voor het bepalen van het aantal individuen dat mag worden verwijderd, kan op basis van de achtergrond die hierboven beschreven wordt een onderscheid gemaakt worden tussen twee schaalniveaus.

Lokaal

Op gebiedsniveau gaat het in de eerste plaats om het aantal individuen waarvan verwijdering gerechtvaardigd is om het lokale beschermingsdoel waarvoor een specifieke afwijking verleend wordt te bereiken. Studies met kunstnesten suggereren dat territoriale zwarte kraaien en eksters tijdens hun broedperiode lokaal een verhoogde predatiedruk kunnen veroorzaken (Bravo *et al.*, 2020; Capstick *et al.*, 2019). Een mogelijke verklaring is dat ze in deze periode intensief foerageren binnen hun territorium en daardoor vaker nesten binnen dat gebied vinden (Birkhead, 2010; Coombs, 1978) (Birkhead, 2010; Coombs, 1978). 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, 2015a; De Smet & Roggeman, 2002), waarna het 26-31 dagen duurt voor de nestjongen uitvliegen (BTO, 2015a). 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 en een nestjong fase van 22-35 dagen (BTO, 2015b; De Smet & Roggeman, 2002). 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. Een beheerstrategie gericht op een tijdelijke reductie van

territoriale broedparen vlak vóór of aan het begin van het broedseizoen lijkt daarom het meest aangewezen voor het verkleinen van de potentiële impact van predatie door kraaiachtigen (Baert *et al.*, 2025; GWCT, 2020).

Een mogelijke manier om de toegestane aantallen ecologisch af te bakenen, is deze te koppelen aan een inschatting van het aantal gevestigde territoria van de betrokken kraaiachtigen binnen het beheergebied. In experimentele predatorbeheersing werd daarom specifiek de reductie van territoriale zwarte kraaien als maat voor de beheerintensiteit gebruikt. Zo rapporteerden Bolton *et al.* (2007) een gemiddelde afname van 56% van de territoriale kraaien door bestrijding. Een territoriumtelling zou vanuit dat perspectief een ecologisch onderbouwde basis kunnen vormen om het maximaal te verwijderen aantal individuen in een gebied in te schatten. De vertaling daarvan naar een maximaal te verwijderen aantal individuen vereist echter ook inzicht in de selectiviteit van het gehanteerde beheer. Wanneer er ook niet-territoriale individuen worden verwijderd, weerspiegelt het totale aantal verwijderde dieren niet rechtstreeks de reductie van de territoriale populatie. Het geschatte aantal territoriale individuen kan dan niet zonder meer als bovengrens voor het totale aantal te verwijderen dieren worden gebruikt.

Verder is er momenteel ook onvoldoende bekend over hoe en wanneer vrijgekomen territoria opnieuw worden ingenomen. Studies suggereren dat niet-territoriale individuen, die voordien uitgesloten waren uit bezette gebieden, zich snel kunnen vestigen zodra er territoriale ruimte vrijkomt (Baglione *et al.*, 2002; Birkhead, 2010; Coombs, 1978). In welke mate deze rekrutering daadwerkelijk optreedt na beheer, hoe snel dit gebeurt, en of dit gepaard gaat met voortplanting binnen hetzelfde seizoen, is echter onvoldoende onderzocht. Daarnaast is niet duidelijk wat de gevolgen van herbezetting zijn voor de populatiedichtheid en predatiedruk in de wijdere omgeving (De Smet & Roggeman, 2002). Een bijkomend kennishiaat betreft de rol van niet-territoriale individuen, die tot 50% van de populatie kunnen vertegenwoordigen (Uhl *et al.*, 2018). Deze zwervende individuen worden geacht in mindere mate verantwoordelijk te zijn voor predatiedruk op gevoelige soorten, al is dit onvoldoende onderzocht (Bravo *et al.*, 2020). Het reduceren van deze fractie van de populatie zou de herbezetting van vrijgekomen territoria kunnen tegengaan, maar aangezien deze vogels zich kunnen verplaatsen over grote afstanden (Jiguet & Gantin, 2025), kan lokaal gericht beheer immers slechts een beperkt of zelfs geen effect hebben.

Regionaal

Op regionale schaal moet daarnaast worden gewaarborgd dat de gecumuleerde verwijdering onder verschillende afwijkingen verenigbaar blijft met het behoud van de predatorpopulatie op een bevredigend niveau. Hiervoor kan in principe een ‘sustainable yield’ of andere bovengrens voor additionele mortaliteit worden geraamd met populatiemodellen waarin onder meer populatieomvang en -trend, reproductie, overleving, bestaande antropogene mortaliteit en dispersie worden meegenomen. Een relevant voorbeeld vormt de studie van Wilson *et al.* (2019), waarin dergelijke populatiemodellen werden gebruikt om voor verschillende beheerscenarios van raaf in Schotland de gevolgen voor de langetermijnontwikkeling van de populatie te evalueren. Ook de Europese Commissie wijst op de mogelijkheid om op populatieniveau een maximale cumulatieve

verwijdering vast te leggen, waarbij een dergelijke waarde uitdrukkelijk als bovengrens en niet als na te streven quotum moet worden beschouwd.

Voor zwarte kraai en ekster kan een dergelijke bovengrens momenteel niet betrouwbaar voor Vlaanderen worden berekend. Lathouwers *et al.* (2026) beoordelen de huidige staat van instandhouding van beide soorten weliswaar als gunstig, maar wijzen tegelijk op belangrijke kennislacunes voor het inschatten van de populatie-effecten van bestrijding. Zo ontbreekt voldoende informatie over onder meer de seizoensverdeling van het afschot en de leeftijds- en geslachtssamenstelling van de verwijderde individuen. Voor een robuuste beoordeling zijn bijkomende demografische gegevens en soortspecifieke populatiemodellen noodzakelijk.

5.2.2 Methoden

Voor de bestrijding van zwarte kraai en ekster zijn binnen het huidige Vlaamse kader verschillende methoden voorzien, waaronder afschot met het vuurwapen, inzet van roofvogels en vangst met Larsen-kooien of trechtervallen. De keuze van de methode moet worden afgestemd op het doel van de afwijking en de lokale omstandigheden. Bij afwijkingen ter bescherming van fauna is vooral van belang dat de methode de lokaal relevante individuen zo gericht en selectief mogelijk verwijdert, terwijl bijvangsten, verstoring en dierenwelzijnsrisico's worden beperkt.

Methoden met belangrijke nevenwerkingen of een gebrek aan selectiviteit zijn niet geschikt in kader van een afwijking gericht op predatorbeheersing. De Smet & Roggeman (2002) bespreken bijvoorbeeld het doorschieten van nesten en het gebruik van vergiftigd lokaas. Bij het doorschieten van nesten bestaat het risico dat nesten worden getroffen die inmiddels door andere soorten, waaronder roofvogels en uilen, worden gebruikt. Vergiftigd lokaas is intrinsiek weinig selectief en kan verschillende niet-doelsoorten treffen. Methoden waarbij de doelsoort vooraf niet betrouwbaar kan worden geïdentificeerd of waarbij andere soorten een aanzienlijk risico lopen, zijn moeilijk verenigbaar met de vereiste van een nauwkeurig afgebakende en controleerbare afwijking.

Trechterval en Larsen-kooi

Larsen-kooien zijn kleine vallen die vooral geschikt zijn voor het gericht vangen van territoriale zwarte kraaien en eksters. Dit kan Larsen-kooien onder specifieke voorwaarden geschikt maken voor de toepassing van een predatorbeheersingsstrategie waarbij territoriale individuen in de omgeving van kwetsbare broedpopulaties worden verwijderd (Baert *et al.*, 2025; GWCT, 2020). De kooi kan binnen een gekend territorium worden geplaatst en maakt gebruik van de territoriale reactie van het aanwezige paar op een soortgenoot of andere stimulus die als lokmiddel dient (Campbell *et al.*, 2016; Kirchmeir *et al.*, 2019). Deze toepassing is vooral relevant in het voorjaar, wanneer broedterritoria worden gevestigd en verdedigd. De selectiviteit voor territoriumhouders hangt daarbij samen met de plaatsing binnen een gekend territorium en het gebruikte lokmiddel, en is geen vaste eigenschap van het valtype. Larsen-kooien kunnen immers ook buiten het broedseizoen

vogels vangen. Kover *et al.* (2018) vingen tijdens de herfst en winter met onder meer Larsen-kooien jonge bonte kraaien, zonder territorium- of nestverdediging waar te nemen.

Trechtervallen zijn groter en gericht op het vangen van grotere aantallen vogels. De Smet & Roggeman (2002) stelden vast dat er met zulke vallen voornamelijk niet-broedende, immature vogels worden gevangen. Een vergelijkbaar onderscheid werd gevonden door Kirchmeir *et al.* (2019). Trechtervallen waren in deze studie zeer effectief voor het vangen van niet-broeders en jonge kraaien. Het aandeel territoriale individuen varieerde tussen jaren van 0 tot 21,4%. Deze oververtegenwoordiging van niet-broeders is niet uitsluitend het gevolg van vangsten buiten het broedseizoen: ook tijdens de territoriale periode werden met grote vangkooien overwegend niet-broedende individuen gevangen (Kirchmeir et al., 2019). Voor predatorbeheersing is dit onderscheid waarschijnlijk belangrijk, omdat niet noodzakelijk vaststaat dat het reduceren van de niet-territoriale populatiefractie dezelfde invloed heeft op de predatiedruk als het verwijderen van territoriale broedparen.

Bij het gebruik van trechtervallen (en in mindere mate Larsen-kooien) dient er bijzondere aandacht te zijn voor bijvangsten. Campbell *et al.* (2016) benadrukken dat alle kooivallen niet-doelsoorten zoals roofvogels of kleine zoogdieren kunnen vangen en dat de selectiviteit onder meer wordt bepaald door maaswijdte, grootte en vorm van de ingang, lokmiddelen en plaatsing. Het gebruik van een levende lokvogel brengt daarnaast specifieke dierenwelzijnsrisico's met zich mee. Verwonding of sterfte van lokvogels door aanvallen van soortgenoten en door predatie kan optreden. Beide factoren onderstrepen het belang van voldoende beschutting, een inrichting die de lokvogel bescherming biedt, en een voldoende grote controlefrequentie (Campbell *et al.*, 2016).

Vuurwapen en roofvogel

Afschot met een vuurwapen kan gericht worden ingezet wanneer de territoria van de betrokken kraaiachtigen gekend zijn en heeft, bij correcte uitvoering, een relatief beperkte dierenwelzijnsimpact in vergelijking met vangmethoden waarbij vogels gedurende enige tijd worden opgesloten (Baker *et al.*, 2016; Sharp & Saunders, 2011). De praktische efficiëntie kan echter beperkt zijn doordat kraaiachtigen op vervolging reageren met verhoogde waakzaamheid en vermijdingsgedrag, waardoor verdere benadering en afschot moeilijker worden (Bolton *et al.*, 2007). Vanuit het oogpunt van predatiebeheer hoeft dergelijke vermijding evenwel niet noodzakelijk ongunstig te zijn: wanneer kraaiachtigen hierdoor het beheergebied of de directe omgeving van kwetsbare broedlocaties tijdelijk mijden, kan ook zonder verdere verwijdering de lokale predatiedruk potentieel afnemen. In studies waarin zwarte kraaien werden bestreden, vormt afschot vaak slechts een klein aandeel van het totale aantal verwijderde vogels. Daartegenover staat dat het gebruik van vuurwapens zelf verstoring kan veroorzaken bij de doelsoorten die men beoogt te beschermen (Labansen *et al.*, 2021). Vooral wanneer bestrijding tijdens het broedseizoen en in de onmiddellijke omgeving van broedplaatsen plaatsvindt, moet dit risico mee worden afgewogen. Ook de selectiviteit verdient aandacht, aangezien zwarte kraai in het veld kan worden verward met andere zwarte kraaiachtigen, in het bijzonder juveniele roeken waarbij de kenmerkende kale, lichte snavelbasis nog ontbreekt (Desmet & Roggeman, 2002).

Ook de inzet van afgerichte roofvogels is in Vlaanderen als bestrijdingsmethode voorzien. Deze methode kan vermoedelijk, gelijkaardig aan afschot met een vuurwapen, gericht worden ingezet en kent niet hetzelfde risico op langdurige bijvangst als kooivangst. Over de efficiëntie van deze methode voor de bestrijding van kraaiachtigen in vergelijking met afschot met een vuurwapen is voor zover bekend niets geweten. Naast het eventueel verwijderen van individuen kan ook hier de aanwezigheid van een reële predator een verjagend effect op kraaiachtigen hebben (Baxter & Allan, 2006), wat binnen een afgebakend beheergebied op zichzelf functioneel kan zijn. Echter kan de ingezette roofvogel ook verstoring of predatormijding uitlokken bij de kwetsbare vogelsoorten die men juist wil beschermen (Kitowski *et al.*, 2011).

Besluit

Er bestaat geen methode die in alle situaties optimaal is. Voor afwijkingen ter bescherming van fauna moet de keuze vooral worden bepaald door de mogelijkheid om de lokaal relevante zwarte kraaien of eksters gericht te verwijderen, in combinatie met effectiviteit, selectiviteit, dierenwelzijn en risico op verstoring of bijvangst. De toegepaste methode, beheerinspanning, aantallen verwijderde predatoren en eventuele bijvangsten moeten daarom mee worden geregistreerd, zodat de geschiktheid van de gekozen methode achteraf kan worden geëvalueerd.

5.2.3 Temporele en ruimtelijke schaal

Voor afwijkingen ter bescherming van fauna ligt het voor de hand de temporele en geografische afbakening rechtstreeks te koppelen aan de periode en het gebied waarin de doelsoort kwetsbaar is voor predatie door de betrokken predator. Bestrijding buiten deze periode of buiten het relevante gebied draagt naar verwachting weinig bij aan het beschermingsdoel en vergroot tegelijkertijd de omvang van de ingreep en het risico op ongewenste effecten.

Periode

Voor vogels situeert de relevante periode waarin ze kwetsbaar zijn voor predatie door kraaiachtigen zich rond de broed- en kuikenfase van de doelsoorten, waarbij de exacte timing tussen soorten verschilt. Bij nestvlieders kan de kwetsbare periode bijvoorbeeld ook na het uitkomen van de eieren doorlopen, terwijl vervolglegsels de relevante periode kunnen verlengen. Ook de ecologie van de predator is hierbij van belang. Capstick *et al.* (2019) vonden bijvoorbeeld dat predatie door eksters toenam later in het broedseizoen, wanneer de eksters zelf afhankelijke jongen hadden. Tegelijk is het effect van een lokale reductie van zwarte kraai of ekster doorgaans tijdelijk. Een beheerstrategie die zich focust op het verwijderen van kraaiachtigen vlak vóór of aan het begin van het broedseizoen van de betrokken kraaiachtigen lijkt het meest aangewezen (Baert *et al.*, 2025; GWCT, 2020) (zie ook 5.2.1). Zo wordt ook de dierenwelzijnsimpact van afhankelijke nestjongen die sterven als gevolg van de predatorbeheersing beperkt. Dit beheer dient te worden aangehouden tot het einde van de kwetsbare periode van de doelsoort.

Ruimtelijke afbakening

Ook voor de ruimtelijke afbakening van bestrijding lijkt een gebiedsgerichte benadering, vertrekkend van zowel de te beschermen doelpopulatie als de betrokken predator, het meest aangewezen. Deze afbakening kan op verschillende schaalniveaus gebeuren. Op een eerste, ruimere schaal (landschapsschaal) kan worden bepaald binnen welk gebied predatorbeheersing ecologisch relevant kan zijn, rekening houdend met de omvang en kwaliteit van het leefgebied en de doelpopulatie. Binnen deze ruimere afbakening kan vervolgens op lokale schaal worden bepaald welke concrete (potentiële) broed- of foerageergebieden van doelsoorten predatorbeheersing vereisen, en welke territoria of foerageergebieden van de betrokken predator daarmee overlappen.

Landschapsschaal

Een eerste stap bestaat erin te bepalen in welke gebieden predatorbeheersing vanuit het beschermingsdoel relevant kan zijn. In hun voorstel voor een beslissingsmatrix rond de mogelijkheden voor bestrijding van kraaiachtigen koppelen De Smet & Roggeman (2002) de mogelijkheid om een afwijking ter bescherming van fauna toe te staan expliciet aan de beheerdoelstellingen van het betrokken gebied (Bijlage 5). Volgens hen dient een dergelijke afwijking enkel mogelijk te zijn binnen een jachtgebied wanneer de te beschermen soort jachtwild betreft, of binnen een natuurgebied waar de bescherming van de betrokken niet-jachtwildsoort deel uitmaakt van de beheerdoelstellingen. Eenzelfde uitgangspunt komt terug bij Teunissen *et al.* (2020), die predatiebeheer (waaronder mogelijkheden voor predatorbeheersing) situeren binnen gebieden waar daadwerkelijk een weidevogeldoelstelling geldt en gericht habitatbeheer voor deze soorten wordt uitgevoerd. Predatorbeheersing wordt vanuit deze benadering beschouwd als een aanvullende beheermaatregel binnen gebieden waar een concreet en onderbouwd beschermings- of hersteldoel voor een prooipopulatie wordt nagestreefd.

Voor Vlaanderen bestaan voor verschillende soorten en soortgroepen reeds bruikbare ruimtelijke kaders die kunnen helpen om gebieden te identificeren waar een gericht beschermings- of herstelbeleid wordt gevoerd. Binnen soortenbeschermingsprogramma's (SBP's) werden voor verschillende relevante doelsoorten bijvoorbeeld prioritaire gebieden of populaties aangeduid. Voor het SBP akkervogels bouwt dit voort op de afbakening van kerngebieden en zoekzones die op vraag van VLM (Vlaamse Landmaatschappij) door INBO in 2008 werd ontwikkeld en later in 2014 werd geactualiseerd (Feys & Vermeersch, 2014). Daarbij staat het principe centraal dat beheermaatregelen geconcentreerd worden in gebieden waar zij ecologisch het meeste effect kunnen hebben. Gebieden met relatief volledige akkervogelgemeenschappen, hoge dichtheden en een geschikt landschap kregen prioriteit, terwijl ook rekening werd gehouden met landschappelijke geschiktheid, ruimtelijke samenhang en isolatie. Voor zoekzones, waar de habitatkwaliteit beperkter was maar herstel nog mogelijk werd geacht, gold bovendien dat doelsoorten nog aanwezig moesten zijn en dat voldoende akkervogelvriendelijk terrein ruimtelijk kon worden geconcentreerd. Ook voor weidevogels wordt gewerkt met ruimtelijk afgebakende clusters en een prioritering van gebieden en populaties, waarbij onder meer bronpopulaties en de aanwezigheid van geschikt leefgebied onder gericht natuur- of weidevogelbeheer een belangrijke rol spelen. Met de publicatie van de Vlaamse Vogelatlas

(2020-2024) komen recentere data beschikbaar op schaal Vlaanderen (INBO & Natuurpunt Studie, in voorbereiding). Die zal een grondige evaluatie en eventueel herziening van de weide- en akkervogelgebieden in Vlaanderen mogelijk maken (Jansen *et al.*, 2022).

Deze bestaande afbakeningen zijn niet ontwikkeld als toetsingskader voor predatorbeheersing en hoeven ook niet als een exclusieve begrenzing te worden beschouwd van gebieden waar dergelijke maatregelen vanuit een beschermingsdoel relevant kunnen zijn. Het onderliggende principe is breder: binnen een ecologisch samenhangend gebied is een concrete doelpopulatie aanwezig of wordt herstel ervan nagestreefd, én worden maatregelen in voldoende mate uitgevoerd om de noodzakelijke habitat- en populatievoorwaarden te realiseren. Eenzelfde redenering kan daarom worden toegepast in andere gebieden waar dergelijke doelstellingen formeel of aantoonbaar aanwezig zijn, zoals bijvoorbeeld de speciale beschermingszones (SBZ) die in uitvoering van de Vogel- en Habitatrichtlijn zijn afgebakend. Binnen deze gebieden worden gebiedsspecifieke instandhoudingsdoelstellingen vastgelegd voor bepaalde soorten en habitats, met daarbij doelstellingen voor onder meer populatieomvang, leefgebied en habitatkwaliteit. Wanneer een doelsoort binnen een SBZ expliciet tot deze instandhoudingsdoelstellingen behoort en daarvoor gericht beheer wordt uitgevoerd, kan de SBZ daarom eveneens een logisch ruimtelijk kader vormen waarbinnen predatorbeheersing eventueel als aanvullende maatregel wordt beoordeeld.

Een vergelijkbare gebiedsgerichte logica bestaat binnen clusters van jachtterreinen aangesloten bij wildbeheereenheden (WBE's). Een faunabeheerplan van een WBE bevat voor bejaagbare soorten onder meer populatiedoelstellingen, een beoordeling van oppervlakte en kwaliteit van het beschikbare leefgebied, gerealiseerde habitatverbeteringen en concrete maatregelen voor duurzaam wildbeheer. Voor bijvoobeeld patrijs kan op basis van deze informatie worden nagegaan in welke WBE's gericht wordt gewerkt aan verbetering van het leefgebied en welke concrete habitatmaatregelen daarbij worden uitgevoerd. Het faunabeheerplan kan daarmee dienen als een eerste basis om gebieden te identificeren waar predatorbeheersing, indien ecologisch relevant, wordt ingebed in een bredere aanpak van habitat- en populatiebeheer.

Lokale schaal

Binnen een dergelijk ruim beschermings- of beheergebied moet vervolgens nog een fijnere afbakening plaatsvinden. Oosterveld & Pot (2021), verwijzend naar Ottens *et al.* 2021a, koppelen predatiebeheer aan ecologisch afgebakende gebieden die voldoende betekenisvol zijn voor de doelsoort en hanteren daarvoor, afhankelijk van de soortgroep, minimale oppervlakten en minimale dichtheden. Zo worden in hun toetsingskader minimumoppervlakten van 100 ha voor akkergebonden zangvogels, 250 ha voor steltlopers en 500 ha voor patrijs gehanteerd. Dergelijke grenswaarden zijn niet zonder meer naar Vlaanderen overdraagbaar, maar ondersteunen het onderliggende principe dat predatiebeheer, en bijgevolg predatorbeheersing, gericht moet zijn op een gebied dat op populatieniveau betekenis heeft voor het bereiken van een concreet beschermingsdoel. Ook recentere Vlaamse soortenbeschermingsprogramma's bieden hiervoor aanknopingspunten. Het SBP Akkervogels koppelt duurzame bronpopulaties bijvoorbeeld aan

gebieden van ongeveer 400–500 ha en werkt daarnaast met soortspecifieke streefdichtheden. Voor weidevogels worden eveneens kerngebieden en minimale habitatvereisten onderscheiden.

Vanuit zulke kerngebieden kan de begrenzing worden uitgebreid tot de omgeving van waaruit relevante predatoren het gebied kunnen bereiken. Oosterveld & Pot (2021) stemmen deze zone af op de actieradius en het landschapsgebruik van de predator en hanteren bijvoorbeeld ongeveer 1 km voor verschillende aviaire predatoren. Ook landschappelijke barrières kunnen de begrenzing bepalen. Beschikbare gegevens wijzen erop dat territoriale kraaien en eksters tijdens het broedseizoen hoofdzakelijk op een ruimtelijke schaal van enkele honderden meters actief zijn, al kan de gebruikte ruimte sterk variëren met seizoen, voedselaanbod en habitat. Coombs (1978) beschrijft voor zwarte en bonte kraai territoria van ongeveer 14–49 ha en een gemiddelde actieradius van circa 28 ha tijdens de broedperiode, wat overeenkomt met een equivalente straal van ongeveer 300 m. Ook voor ekster rapporteren Coombs (1978) en Birkhead (2010) doorgaans territoria en een actieradius op een schaal van enkele tot enkele tientallen hectaren. Dit sluit aan bij de Vlaamse broeddichtheden van 2,2 territoria/km² voor zwarte kraai en 3,4 territoria/km² voor ekster die De Smet & Roggeman (2002) rapporteren. Omgerekend komt dit neer op gemiddeld ongeveer 45 en 29 ha per broedpaar, of een equivalente straal van respectievelijk ongeveer 380 en 305 m. Deze gemiddelde waarden kunnen hoogstens als indicatieve ruimtelijke schaal worden gebruikt en mogen niet worden geïnterpreteerd als vaste maximale foerageer- of verplaatsingsafstanden.

5.2.4 Vergunningsverlening en uitvoering

Binnen de bijzondere regeling van artikel 19, tweede lid, en Bijlage 3 van het Soortenbesluit worden vooraf vastgelegde voorwaarden voor bepaalde soorten en situaties gecombineerd met een voorafgaande aanvraag en een gemotiveerde beoordeling door ANB. Voor onafhankelijke jachtrechthouders en erkende WBE's kan bestrijding daarnaast via het faunabeheerplan worden aangevraagd. Dit biedt in principe ruimte om de toepassing af te stemmen op de schaal waarop het beschermingsdoel en de predatieproblematiek zich voordoen. Het bestaan van een jachtterrein of faunabeheerplan levert op zichzelf geen ecologische onderbouwing voor een afwijking.

Vanuit ecologisch oogpunt zijn er argumenten om predatiebeheer daarbij zoveel mogelijk gebiedsgericht te beoordelen. Zoals hierboven besproken, zijn zowel de potentiële impact van predatie als de verwachte effectiviteit van bestrijding afhankelijk van lokale omstandigheden. Ook buitenlandse kaders voor predatorbeheersing vertrekken daarom vaak van afgebakende gebieden met concrete beschermingsdoelstellingen en stemmen de ruimtelijke schaal van het beheer af op de doelsoort en betrokken predator.

Wanneer meerdere personen binnen hetzelfde gebied aan hetzelfde beschermingsdoel werken, kan de ecologische onderbouwing bovendien op gebiedsniveau worden beschouwd, terwijl de uitvoering door afzonderlijke personen traceerbaar blijft. Registratie van uitvoerder, locatie, datum, methode en aantallen kan daarbij zowel controle als evaluatie van de beheerinspanning ondersteunen. Campbell

et al. (2016) wijzen eveneens op het belang van registratie en traceerbaarheid van vallen en verantwoordelijke gebruikers.

Een gebiedsgerichte organisatie kan daarmee vanuit wetenschappelijk oogpunt voordelen bieden voor het koppelen van de beheerinspanning aan de lokale doelpopulatie en relevante predatoren en voor het opvolgen van de effecten ervan. Dit vormt op zichzelf echter geen argument voor één specifieke vergunningsvorm. Zowel individuele als collectieve afwijkingen kunnen deze voorwaarden in principe implementeren.

5.2.5 Handhaving, monitoring en rapportering

Voor afwijkingen ter bescherming van fauna is het belangrijk dat de opvolging verder gaat dan het louter registreren van het aantal verwijderde zwarte kraaien of eksters. Bij de opvolging moeten drie vragen onderscheiden worden: (1) werden de vergunde voorwaarden nageleefd, (2) heeft de maatregel het beoogde ecologische effect op de doelsoort gehad en (3) blijven de afzonderlijke en cumulatieve gevolgen voor de predatorsoort verenigbaar met de beschermingsdoelstellingen?

Voorwaarden

Voor de handhaving betekent dit dat per afwijking voldoende nauwkeurig moet worden geregistreerd wat daadwerkelijk werd uitgevoerd. Naast soort en aantal verwijderde individuen zijn locatie, datum of periode, gebruikte methode en beheerinspanning relevant. Dergelijke gegevens zijn noodzakelijk om te kunnen controleren of de voorwaarden van de afwijking werden nageleefd en om verschillen tussen gebieden en jaren correct te interpreteren.

Effect doelstelling prooisoort

Daarnaast is effectmonitoring van belang. Daarbij kan enerzijds worden nagegaan of de maatregel daadwerkelijk heeft geleid tot de beoogde verandering in de lokale predatorpopulatie, en anderzijds of relevante parameters van de doelsoort verbeteren. Afhankelijk van het beschermingsdoel kan het daarbij gaan om bijvoorbeeld nestoverleving, uitkomstsucces, kuikenoverleving, productiviteit of populatieontwikkeling. Het verwijderen van predatoren is op zichzelf immers geen maat voor het bereiken van het beschermingsdoel (Baert *et al*., 2025).

Waar voor de betrokken doelsoort concrete beschermings- of beheerdoelstellingen zijn vastgelegd, ligt het voor de hand de effectmonitoring hierop af te stemmen. Binnen soortenbeschermingsprogramma's, instandhoudingsdoelstellingen, natuurbeheerplannen of andere gebiedsgerichte beheer- en beleidskaders kunnen bijvoorbeeld streefwaarden zijn opgenomen voor populatieomvang, broeddichtheid, reproductief succes of de oppervlakte en kwaliteit van geschikt habitat. Dergelijke doelstellingen bieden een bestaand referentiekader om te beoordelen of predatorbeheersing daadwerkelijk bijdraagt aan het bredere beschermings- of hersteldoel waarvoor de afwijking wordt ingezet. Daarbij is het zinvol onderscheid te maken tussen een direct beheereffect, zoals een afname van predatoractiviteit of predatiedruk, en het uiteindelijke

beschermingsdoel, zoals een hogere productiviteit of herstel van de doelpopulatie. Het al dan niet bereiken van een dergelijke gebieds- of soortdoelstelling kan echter niet rechtstreeks als bewijs voor de effectiviteit of ineffectiviteit van predatorbeheersing worden geïnterpreteerd, aangezien populatieontwikkeling doorgaans door meerdere factoren en maatregelen tegelijk wordt beïnvloed.

De effecten van predatorbeheersing zijn sterk afhankelijk van onder meer habitat, predatorgemeenschap, prooidichtheid, omgevingsomstandigheden en de schaal van het beheer (Baert *et al*., 2025). Meerjarige experimentele studies kunnen uitsluitsel geven over de effectiviteit van predatorbeheersing, maar in de praktijk zijn deze vaak moeilijk uitvoerbaar. Voor individuele afwijkingen lijkt het realistischer om voldoende gegevens te verzamelen om te beoordelen of de veronderstelde onderbouwing plausibel was, of de maatregel volgens plan werd uitgevoerd en of de indicatieve resultaten aanleiding geven tot voortzetting, bijsturing of stopzetting. Het uitblijven van de verwachte ecologische meerwaarde moet daarbij aanleiding geven om verdere toepassing kritisch te heroverwegen.

Voor Vlaanderen lijkt daarom een getrapte monitoringsaanpak aangewezen. Voor iedere afwijking vormt een minimale registratie van uitvoering en resultaat de basis. Voor gebiedsgerichte, intensieve of herhaald toegepaste afwijkingen is een uitgebreidere opvolging wenselijk, waarbij ook predatoraanwezigheid, predatiedruk en relevante reproductieparameters van de doelsoort worden gevolgd. Wanneer maatregelen meerdere jaren in hetzelfde gebied worden toegepast, kunnen deze gegevens worden gebruikt om aannames over effectiviteit te toetsen en toekomstige afwijkingen beter ruimtelijk, temporeel en numeriek af te bakenen. Registratie van verwijderde individuen alleen is daarbij geen maat voor het slagen van het beschermingsdoel.

Effect instandhouding kraaiachtigen

Ten slotte moeten lokale gegevens op Vlaams niveau worden samengebracht om de impact op de instandhouding op te volgen. Voor zwarte kraai en ekster is niet alleen informatie over totale aantallen verwijderde vogels relevant, maar ook over waar, wanneer en met welke methoden bestrijding plaatsvindt. Door deze gegevens te koppelen aan populatieomvang, verspreiding en trend kan de cumulatieve impact op de predatorpopulaties beter worden opgevolgd. Een gunstige huidige populatietoestand volstaat op zichzelf niet om de gevolgen van bijkomende bestrijding in te schatten.

Daarmee vervullen handhaving, monitoring en rapportering drie samenhangende functies: controle van de naleving, evaluatie van de ecologische effectiviteit en bewaking van cumulatieve effecten. Juist die combinatie maakt het mogelijk om afwijkingen adaptief te beheren en toekomstige beslissingen beter te onderbouwen.

5.3 Conclusie

De technische voorwaarden voor een afwijking kunnen slechts gedeeltelijk in algemene regels of grenswaarden worden vertaald. Het noodzakelijke aantal te verwijderen predatoren, de geschikte

methode en de ruimtelijke en temporele afbakening hangen samen met de betrokken doelsoort, de lokale predatorgemeenschap, het gebied en het concrete beschermingsdoel. Tegelijk vereist een onderbouwde toepassing dat niet alleen de uitvoering wordt geregistreerd, maar ook wordt opgevolgd of het beoogde ecologische effect daadwerkelijk wordt bereikt. De keuze welke eisen daarbij juridisch verplicht worden gesteld, behoort tot het bevoegde beleids- en vergunningverlenende niveau.

Daarom lijkt het vanuit wetenschappelijk oogpunt aangewezen om predatiebeheer zoveel mogelijk in te bedden in een gebiedsgericht en adaptief predatiebeheerplan. Baert *et al.* (2025) benadrukken dat de effectiviteit van predatiebeheer sterk gebiedsafhankelijk is. Zij adviseren daarom maatwerk op gebiedsniveau, bij voorkeur vanuit een multisoortenbenadering, waarbij beheer en monitoring worden gecombineerd en maatregelen op basis van de resultaten kunnen worden bijgestuurd.

Binnen een dergelijk plan kunnen voor een afgebakend gebied concrete doelstellingen voor de doelsoort worden vastgelegd, de relevante predatoren en andere limiterende factoren in beeld worden gebracht en de gekozen maatregelen, beheerintensiteit en monitoring vooraf worden bepaald. Monitoring van zowel de uitvoering en respons van de predatorpopulatie als relevante parameters van de doelsoort maakt vervolgens een adaptieve beheercyclus mogelijk: maatregelen worden uitgevoerd, hun effecten geëvalueerd en waar nodig voortgezet, aangepast of stopgezet (Baert *et al.*, 2025). Dit sluit aan bij de hier voorgestelde monitoring.

Een dergelijk predatiebeheerplan biedt daarmee een kader waarin habitatbeheer, niet-letale maatregelen en eventuele predatorbeheersing als samenhangende maatregelen kunnen worden beschouwd, in plaats van bestrijding van zwarte kraai of ekster als een op zichzelf staande ingreep te behandelen.

6. Discussie

De in dit rapport samengebrachte wetenschappelijke kennis kan verschillende onderdelen van de beoordeling van afwijkingen voor de bestrijding van kraaiachtigen objectiveren, maar leidt niet automatisch tot een eenduidige beslissingsboom. Verschillende noodzakelijke stappen in de vertaling van wetenschappelijke kennis naar vergunningverlening bevatten immers normatieve keuzes waarvoor vanuit wetenschappelijk opzicht wel informatie kan aangeleverd worden, maar niet zelfstandig kan worden bepaald waar een grens moet worden gelegd.

De ontwikkeling van een Vlaams beoordelingskader vereist niet alleen een wetenschappelijke onderbouwing van de verschillende beoordelingscriteria, maar ook keuzes over hoe het besluitvormingsproces wordt georganiseerd en welke rol verschillende belanghebbenden daarin krijgen. Besluitvorming kan verschillende niveaus van stakeholderparticipatie omvatten, gaande van informeren en consulteren tot actieve samenwerking of gedeelde besluitvorming (Luyet *et al.*, 2012; Reed, 2008). De geschikte vorm en mate van participatie hangt onder meer af van het doel, de betrokken belangen en de complexiteit van de beslissing.

Structured Decision Making (SDM) biedt een mogelijk kader om dergelijke complexe beheerbeslissingen op een transparante en systematische manier te structureren (Casaer *et al.*, 2021; Gregory *et al.*, 2012). Daarbij worden het beslissingsvraagstuk, de doelstellingen en mogelijke beheeropties expliciet gemaakt, worden de verwachte consequenties van de verschillende opties geanalyseerd en worden de resterende afwegingen zichtbaar gemaakt. Een belangrijk uitgangspunt is daarbij het onderscheid tussen wetenschappelijk-technische analyse en waardegebonden keuzes: wetenschappelijke kennis kan de verwachte gevolgen, onzekerheden en risico's van beheeropties onderbouwen, maar bepaalt niet welke afweging tussen verschillende doelstellingen uiteindelijk moet worden gemaakt (Casaer *et al.*, 2021). De rol en mate van betrokkenheid van belanghebbenden kan vervolgens expliciet worden afgestemd op hun positie in het besluitvormingsproces.

Een dergelijk proces is des te belangrijker omdat verschillende beoordelingscriteria onderling samenhangen. Zo kan een beleidskader ervoor kiezen om bij soorten met een hoge beschermingsnoodzaak anders om te gaan met onzekerheid over de precieze bijdrage van kraaiachtigen aan de predatie dan bij algemene soorten, terwijl een ongunstige toestand van de predatorpopulatie aanleiding kan geven tot een voorzichtigere toepassing. Ook de verwachte bijdrage aan het beschermingsdoel hangt samen met de toestand van het habitat, andere limiterende factoren en de bredere predatorgemeenschap. Ook effectiviteit, dierenwelzijn, risico's voor niet-doelsoorten, uitvoerbaarheid en benodigde monitoring vragen een expliciete afweging, binnen de grenzen van de toepasselijke beschermings- en dierenwelzijnsregels. Het expliciet maken van dergelijke afwegingen voorkomt dat beleidskeuzes impliciet als wetenschappelijke conclusies worden voorgesteld.

De belangrijkste keuzes die uit de wetenschappelijke onderbouwing uit dit rapport naar voren komen zijn:

- **Welke soorten en situaties komen in aanmerking?** De keuze welke kraaiachtigen als relevante predatoren worden beschouwd en welke prooisoorten voldoende gevoelig zijn, vereist een afbakening. Ook de hier ontwikkelde classificatie bevat dergelijke methodische keuzes, zoals de gekozen drempelwaarde van 0,80 voor relevante habitatoverlap en de combinatie van kenmerken die bepaalt of een soort als gevoelig of zeer gevoelig wordt beschouwd.
- **Hoeveel bewijs is voldoende?** Er moet worden bepaald hoeveel zekerheid vereist is dat predatie lokaal een relevante impact heeft, dat de betrokken kraaiachtige daaraan bijdraagt en dat predatorbeheersing redelijkerwijs kan bijdragen aan het beschermingsdoel. Geval per geval een wetenschappelijke studie vereisen is hierbij niet haalbaar, terwijl alleen de aanwezigheid van een predator of algemene kennis over predatiegevoeligheid onvoldoende is. De keuze welke combinatie van algemene en lokale evidentie volstaat en hoeveel onzekerheid wordt aanvaard, bevat daarom noodzakelijk een waardeoordeel. Daarbij moeten aanwijzingen voor het optreden van predatie, voor het effect op de doelpopulatie en voor de effectiviteit van bestrijding niet met elkaar worden verward.
- **Welke plaats krijgt biotoopbeheer?** Biotoopbeheer vormt de structurele basis voor duurzaam herstel voor doelsoorten zoals akker- en weidevogels waarbij habitatverlies en -degradatie de belangrijkste oorzaak van de achteruitgang vormt, maar hoeft niet noodzakelijk volledig gerealiseerd te zijn voordat aanvullende predatorbeheersing kan worden overwogen, mits noodzakelijke herstelmaatregelen concreet zijn vastgelegd en de uitvoering ervan aantoonbaar wordt opgevolgd. Een belangrijke keuze is daarom welke habitatvoorwaarden of welk concreet, uitvoerbaar en opvolgbaar hersteltraject aanwezig moeten zijn, hoe wordt beoordeeld of predatie daarnaast een relevant resterend knelpunt vormt en onder welke omstandigheden predatorbeheersing tijdelijk of aanvullend met habitatverbetering kan worden gecombineerd. Voor deze afweging bestaan momenteel geen algemeen toepasbare kwantitatieve grenswaarden.
- **Hoe breed moet de predatorgemeenschap worden beschouwd?** Hoewel een afwijking betrekking heeft op een specifieke predatorsoort, wordt de totale predatiedruk op een doelsoort vaak door meerdere predatoren bepaald. Er moet daarom worden bepaald hoeveel kennis over de bredere predatorgemeenschap vereist is, wanneer beheer van één kraaiachtige voldoende doelgericht kan zijn en in welke mate maatregelen gericht op andere predatoren als alternatief of complementaire maatregel moeten worden meegenomen.
- **Wanneer is een maatregel voldoende effectief?** De beschikbare literatuur laat toe de verwachte effectiviteit van maatregelen en de onzekerheid daarover in te schatten, maar niet om objectief te bepalen hoe groot of zeker een effect moet zijn voordat een maatregel als voldoende effectief wordt beschouwd. Dit geldt zowel voor predatorbeheersing zelf als voor mogelijke alternatieven, zoals habitatbeheer of niet-letale maatregelen.

- **Hoe worden verschillende gevolgen tegen elkaar afgewogen?** Een maatregel kan bijvoorbeeld een verwachte ecologische winst voor een bedreigde doelsoort opleveren, maar tegelijk gepaard gaan met dierenwelzijnsrisico's, bijvangsten, verstoring, kosten of praktische beperkingen. Wetenschappelijk onderzoek kan deze gevolgen zoveel mogelijk kwantificeren, maar de relatieve waarde die eraan wordt toegekend is uiteindelijk geen uitsluitend wetenschappelijke keuze.
- **Op welk schaalniveau wordt bewijs gevraagd?** Algemene kennis over predator-prooirelaties kan op Vlaams, nationaal of internationaal niveau beschikbaar zijn, terwijl de feitelijke predatiedruk sterk lokaal kan verschillen. Er moet daarom worden bepaald welke elementen generiek kunnen worden beoordeeld en voor welke criteria lokale gegevens noodzakelijk zijn. Hetzelfde geldt voor de schaal waarop de toestand en mogelijke impact op de predatorpopulatie worden beoordeeld.
- **Welke gebieden komen in aanmerking?** Predatorbeheersing kan ruimtelijk worden geconcentreerd in gebieden waar een concrete beschermings- of hersteldoelstelling voor een relevante doelpopulatie bestaat en waar de noodzakelijke habitatmaatregelen aanwezig zijn of gericht worden uitgevoerd. Voor bepaalde soortgroepen bestaan reeds ruimtelijke kaders, zoals prioritaire gebieden binnen soortenbeschermingsprogramma's of Natura 2000-gebieden met soortgerichte instandhoudingsdoelstellingen. Deze hoeven echter geen exclusieve begrenzing te vormen. Ook andere natuur- of jachtgebieden kunnen ecologisch relevant zijn wanneer dezelfde gebiedsspecifieke onderbouwing aanwezig is en noodzakelijke habitatmaatregelen worden uitgevoerd of in een concreet hersteltraject zijn vastgelegd. Het administratieve statuut van het gebied is daarbij geen zelfstandig argument voor predatorbeheersing. Er moet daarom worden bepaald welke bestaande gebiedsafbakening toepasbaar is en welke bijkomende gebiedsspecifieke informatie nodig is om gebieden buiten deze kaders te beoordelen.

De nood aan expliciete waardeoordelen betekent niet dat bijkomend onderzoek weinig verschil kan maken. Voor verschillende belangrijke beslissingen is de huidige onzekerheid nog groot en kan gericht onderzoek de bandbreedte waarbinnen beleidskeuzes moeten worden gemaakt aanzienlijk verkleinen.

Een eerste kennislacune betreft de impact van letaal beheer op de predatorpopulaties zelf. Voor zwarte kraai en ekster zijn betere gegevens nodig over welke individuen worden verwijderd, waar en wanneer bestrijding plaatsvindt en welke leeftijds- en geslachtsklassen worden getroffen. In combinatie met gegevens over reproductie, overleving en dispersie kunnen hiermee populatiemodellen worden ontwikkeld waarmee de impact van verschillende beheerscenario's op de instandhouding van de populatie kan worden ingeschat. Een gunstige huidige staat van instandhouding op zichzelf volstaat niet om de toekomstige cumulatieve impact van bestrijding te kwantificeren.

Minstens even belangrijk is onderzoek naar de effectiviteit van predatorbeheersing voor de doelsoorten. Een afname van het aantal kraaien is niet noodzakelijk gelijk aan een demografisch

voordeel. Waar beheer plaatsvindt, zouden daarom bij voorkeur ook nestsucces, kuikenoverleving, productiviteit en lokale populatieontwikkeling worden opgevolgd. Tegelijk is informatie nodig over de habitatkwaliteit en de uitvoering van andere herstelmaatregelen. Gebieden met en zonder beheer of gefaseerde invoering van maatregelen kunnen daarbij veel sterkere conclusies toelaten dan uitsluitend voor-na-vergelijkingen. Waar beheer geen aannemelijke verbetering van relevante doelsoortparameters oplevert, moet ook de voortzetting ervan kritisch worden beoordeeld.

Ten slotte blijft ook voor veel alternatieve en complementaire maatregelen onvoldoende bekend of effecten op predatorgedrag of nestpredatie uiteindelijk leiden tot een verbetering van reproductie of populatieontwikkeling van de doelsoort. Dit geldt bijvoorbeeld voor afschrikking of inspelen op voedingsbronnen. Zelfs voor maatregelen waarvoor positieve effecten op nestsucces zijn aangetoond, is minder duidelijk onder welke ruimtelijke schaal en combinatie van omstandigheden zij voldoende bijdragen aan populatieherstel. Monitoring binnen verleende afwijkingen kan daardoor meer zijn dan een administratieve verplichting. Wanneer gegevens op een gestandaardiseerde manier worden verzameld, kunnen afwijkingen zelf onderdeel worden van een adaptief leerproces waarin de onzekerheden waarop toekomstige beslissingen berusten geleidelijk worden verkleind.

Referenties

Angelstam P., Lindström E. & Widén P. (1984). Role of predation in short-term population fluctuations of some birds and mammals in Fennoscandia. Oecologia 62 (2): 199-208. https://doi.org/10.1007/BF00379014.

Avery M., Pavelka M., Bergman D., Decker D., Knittle C. & Linz G. (1995). Aversive Conditioning to Reduce Raven Predation on California Least Tern Eggs. Colonial Waterbirds 18: 131-138. https://doi.org/10.2307/1521474.

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. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. https://doi.org/10.21436/inbor.123364107.

Baglione V., Marcos J.M. & Canestrari D. (2002). Cooperatively Breeding Groups of Carrion Crow(Corvus Corone Corone) in Northern Spain. The Auk 119 (3): 790-799. https://doi.org/10.1093/auk/119.3.790.

Baker S.E., Sharp T.M. & Macdonald D.W. (2016). Assessing Animal Welfare Impacts in the Management of European Rabbits (Oryctolagus cuniculus), European Moles (Talpa europaea) and Carrion Crows (Corvus corone). PLOS ONE 11 (1): e0146298. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0146298.

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. Journal of Applied Ecology 61 (8): 1968-1978. https://doi.org/10.1111/1365-2664.14693.

Bamber J.A., Sutherland C., Kortland K. & Lambin X. (2025). Empirical evidence that diversionary feeding increases productivity in ground-nesting birds. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 292 (2049): 20242921. https://doi.org/10.1098/rspb.2024.2921.

Barton M.G., Conway G.J., Henderson I.G., Baddams J., Balchin C.S., Brides K., Butcher N., Cameron T.C., Davis T., Eyre J., Foster R., Gornall D., Kallamballi N.K., Laurie P., Nixon A., Noyes P., Parish D.M.B., Samson L., Smart J., Wilde N., Wright M.A. & Dolman P.M. (2026). Meta-analysis of predator identity in nest-camera studies in the British Islands. Ibis 168 (1): 42-62. https://doi.org/10.1111/ibi.13436.

Baxter A. & Allan J. (2006). Use of Raptors to Reduce Scavenging Bird Numbers at Landfill Sites. Wildlife Society Bulletin 34: 1162-1168. https://doi.org/10.2193/0091-7648(2006)34%255B1162:UORTRS%255D2.0.CO;2.

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.

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.

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. https://doi.org/10.1080/00063657.2016.1262816.

Birkhead T. (2010). The Magpies: The Ecology and Behaviour of Black-Billed and Yellow-Billed Magpies. A&C Black, 273 p.

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.

Bogliani G. & Bellinato F. (1998). Conditioned Aversion as a Tool to Protect Eggs from Avian Predators in Heron Colonies. Colonial Waterbirds 21 (1): 69-72. https://doi.org/10.2307/1521733.

Bolton M., Tyler G., Smith K. & BAMFORD R. (2007). The impact of experimental Fox and Crow control on Lapwing Vanellus vanellus breeding success on wet grassland nature reserves. Journal of Applied Ecology 44: 534-544. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01288.x.

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.

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.

BTO (2015a). Magpie. In: BTO - British Trust for Ornithology. https://www.bto.org/understanding-birds/birdfacts/magpie (geraadpleegd 30 januari 2025).

BTO (2015b). Carrion Crow. In: BTO - British Trust for Ornithology. https://www.bto.org/understanding-birds/birdfacts/carrion-crow (geraadpleegd 30 januari 2025).

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.

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.

Capstick L. & Madden J. (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.

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.

Catry T. & Granadeiro J.P. (2006). Failure of Methiocarb to Produce Conditioned Taste Aversion in Carrion Crows Consuming Little Tern Eggs. Waterbirds 29 (2): 211-214. https://doi.org/10.1675/1524-4695(2006)29%5B211:FOMTPC%5D2.0.CO;2.

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.

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.

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.

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 Tillesse M., Bizoux J.-P. & Caignet I. (2024). Cadre d'octroi de dérogations aux mesures de protection de la pie bavarde et de la corneille noire au motif de protection de la faune sauvage. Nr. 2.

Dearborn D.C. (1999). Brown-Headed Cowbird Nestling Vocalizations and Risk of Nest Predation. The Auk 116 (2): 448-457. https://doi.org/10.2307/4089378.

Devos K., Anselin A., Driessens G., Herremans M., Onkelinx T., Spanoghe G., Stienen E., T'Jollyn F., Vermeersch G. & Maes D. (2016). De IUCN Rode Lijst van de broedvogels in Vlaanderen (2016). Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. https://doi.org/10.21436/inbor.11485739.

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.

Donald P.F., Green R.E. & Heath M.F. (2001). Agricultural Intensification and the Collapse of Europe's Farmland Bird Populations. Proceedings: Biological Sciences 268 (1462): 25-29.

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.

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.

Europese Commissie (2008). Guidance document on hunting under Council Directive 79/409/EEC on the conservation of wild birds "The Birds Directive". Nr. DOC/ORN. 04/02.

Europese Commissie (2026). Guidance document on the general system of protection of bird species - Article 5 and Article 9 of the Birds Directive. Nr. 52026XC04094.

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.

Feys S. & Vermeersch G. (2014). Actualisering van de akker- en weidevogelkerngebieden. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.

Franks S.E., Roodbergen M., Teunissen W., Cotton A.C. & Pearce-Higgins J.W. (2018). Evaluating the effectiveness of conservation measures for European grassland-breeding waders. Ecology and Evolution 8 (21): 10555-10568. https://doi.org/10.1002/ece3.4532.

Gabriel P. & Golightly R. (2014). Aversive conditioning of Steller's Jays to improve marbled murrelet nest survival. The Journal of Wildlife Management 78: 894-903. https://doi.org/10.1002/jwmg.725.

Gautschi D., Culina 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: 1-12. https://doi.org/10.1111/1365-2664.14619.

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.

Groom D.W. (1993). Magpie *Pica pica* predation on Blackbird *Turdus merula* nests in urban areas. Bird Study 40 (1): 55-62. https://doi.org/10.1080/00063659309477129.

Gulickx M. & Kemp J.B. (2007). Provision of nest cages to reduce little ringed plover Charadrius dubius nest predation at Welney, Norfolk, England. Conservation Evidence 4: 30-32.

GWCT (2020). Larsen Trap Use in England. https://www.gwct.org.uk/media/1117729/larsen-trap-use-in-england.pdf.

Halley D.J. (2001). Interspecific Dominance and Risk-taking in Three Species of Corvid Scavenger. Journal of the Yamashina Institute for Ornithology 33 (1): 44-50. https://doi.org/10.3312/jyio1952.33.44.

Hanmer H.J., Thomas R.L. & Fellowes M.D.E. (2017). Provision of supplementary food for wild birds may increase the risk of local nest predation. Ibis 159 (1): 158-167. https://doi.org/10.1111/ibi.12432.

Husby M. & Slagsvold T. (2025). The Neophobia Hypothesis: nest decoration in birds may reduce predation by corvids. Royal Society Open Science 12 (4): 250427. https://doi.org/10.1098/rsos.250427.

INBO (2025). Rode-Lijststatus per groep. In: Natuurindicatoren. https://www.vlaanderen.be/inbo/indicatoren/rode-lijststatus-per-groep?

INBO & Natuurpunt Studie (in voorbereiding). Vogelatlas van Vlaanderen. Broed- en wintervogels in 2020-2024. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel, Natuurpunt Studie, Mechelen & Uitgeverij Sterck & De Vreese, Gorredijk.

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. https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00632.x.

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. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.

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. & Gantin C. (2025). Fission–fusion dynamics and spring movements in first-year carrion crows Corvus corone challenge the efficiency of culling strategies. Scientific Reports 15 (1): 31068. https://doi.org/10.1038/s41598-025-17175-y.

Jiménez J., Nuñez-Arjona J.C., Mougeot F., Ferreras P., González L.M., García-Domínguez F., Muñoz-Igualada J., Palacios M.J., Pla S., Rueda C., Villaespesa F., Nájera F., Palomares F. & López-Bao J.V. (2019). Restoring apex predators can reduce mesopredator abundances. Biological Conservation 238: 108234. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108234.

Kayser A., Weinhold U. & Stubbe M. (2003). Mortality factors of the common hamster Cricetus cricetus at two sites in Germany. Acta Theriologica 48 (1): 47-57. https://doi.org/10.1007/BF03194265.

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.

Kitowski I., Grzywaczewski G., Cwiklak J., Grzegorzewski M. & Krop S. (2011). Falconer activities as a bird dispersal tool at Deblin Airfield (E Poland). Transportation Research Part D: Transport and Environment 16 (1): 82-86. https://doi.org/10.1016/j.trd.2010.07.010.

Kjellander P. & Nordström J. (2003). Cyclic Voles, Prey Switching in Red Fox, and Roe Deer Dynamics: A Test of the Alternative Prey Hypothesis. Oikos 101 (2): 338-344.

Kover L., Tóth N., Lengyel S. & Juhász L. (2018). Corvid control in urban environments: A comparison of trap types. North-Western Journal of Zoology 14.

Labansen A.L., Merkel F. & Mosbech A. (2021). Reactions of a colonial seabird species to controlled gunshot disturbance experiments. Wildlife Biology 2021 (1): wlb.00752. https://doi.org/10.2981/wlb.00752.

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. https://doi.org/10.1111/ibi.12293.

Lathouwers M., Scheppers T., Huysentruyt F., Dochy O., Vermeersch G. & Onkelinx T. (2026). 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.

Lau M., Becker B. & Press D. (2022). Common raven impacts on the productivity of a small breeding population of snowy plovers. Human-Wildlife Interactions 15: 1-14.

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. https://doi.org/10.1002/ece3.9027.

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.

Liebezeit J.R. & George T.L. (2002). A Summary of Predation by Corvids on Threatened and Endangered Species in California and Management Recommendations to Reduce Corvid Predation. Species Conservation and Recovery Program Report, Vol. 2. State of CaliforniaThe Resources AgencyDepartment of Fish and GameHabitat Conservation Planning Branch. https://doi.org/10.13140/RG.2.1.3676.5929.

Loof A. (2020). Effectiviteit van wildverjagers op uitkomstsucces van weidevogellegsels. Jaarverslag Boerenlandvogels.

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.

Lourenço R. & Rabaça J. (2006). Intraguild predation by Eagle Owl in Europe. Airo 16: 63-68.

Luyet V., Schlaepfer R., Parlange M.B. & Buttler A. (2012). A framework to implement Stakeholder participation in environmental projects. Journal of Environmental Management 111: 213-219. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.06.026.

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.

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. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.

Malpas L.R., Kennerley R.J., Hirons G.J.M., 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. https://doi.org/10.1016/j.jnc.2012.09.002.

Marchant J.H. & Gregory R.D. (1995). Population changes of certain opportunistic bird species in the United Kingdom between 1985 and 1994.

Marquiss M. & Booth C.J. (1986). The diet of Ravens *Corvus corax* in Orkney. Bird Study 33 (3): 190-195. https://doi.org/10.1080/00063658609476919.

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.

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.

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*. Journal for Nature Conservation 64: 126051. https://doi.org/10.1016/j.jnc.2021.126051.

McLeod S.R. & Saunders G. (2014). Fertility control is much less effective than lethal baiting for controlling foxes. Ecological Modelling 273: 1-10. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.10.016.

Naef-Daenzer B. & Grüebler M.U. (2016). Post-fledging survival of altricial birds: ecological determinants and adaptation. Journal of Field Ornithology 87 (3): 227-250. https://doi.org/10.1111/jofo.12157.

Newsome T.M., Dellinger J.A., Pavey C.R., Ripple W.J., Shores C.R., Wirsing A.J. & Dickman C.R. (2015). The ecological effects of providing resource subsidies to predators. Global Ecology and Biogeography 24 (1): 1-11. https://doi.org/10.1111/geb.12236.

Newton I. (1993). Predation and Limitation of Bird Numbers. Current Ornithology 11. https://doi.org/10.1007/978-1-4757-9912-5_4.

Nijs G., Spanoghe G. & Verstraete H. (2024). Wulpen in Vlaanderen - Resultaten van vijf jaar onderzoek naar habitatgebruik en broedsucces. Natuur.Oriolus 4 (90): 136-150.

Onkelinx T., Dochy O., Vermeersch G., Devos K. & Van Calster H. (2026). Trends op basis van de Algemene Broedvogelmonitoring Vlaanderen (ABV): Technisch achtergrondrapport voor de periode 2007-2025. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. https://doi.org/10.21436/inbor.141312967.

Oosterveld E. (2011). Weidevogels en predatie, een literatuuroverzicht. https://doi.org/10.13140/RG.2.1.4491.6328.

Oosterveld E.B. & Pot M. (2021). Protocol predatiebeheer bij akkervogels. Nr. 2863. Alternburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwalden.

Ottens H.J., Schaub T., Schlaich A., Hakkert J., de Vries S. & Postma M. (2021a). Ecologische toetsingscriteria voor ontwikkeling beheergebieden akkervogels in provincie Friesland. Nr. 2021-3. Kenniscentrum Akkervogels.

Ottens H.J., Wiersma P., Kusters T. & Dijkstra B. (2021b). Nestbescherming en habitatgebruik van gezenderde kuikens geven inzichten voor bescherming van Drentse Wulpen. Limosa (94): 30-42.

Palencia P., Mateo-Tomás P., López-Bao J.V., Sereno-Cadierno J., Barroso Seano P. & Acevedo P. (2026). Assessing Spatiotemporal Side Effects of Diversionary Feeding on Mesopredators. Animal Conservation n/a-n/a. https://doi.org/10.1111/acv.70059.

Paquet J.-Y., Weiserbs A. & Derouaux A. (2021). La liste rouge des oiseaux nicheurs menacés en Wallonie en 2021. Aves 2 (58): 61-88.

Pech R., Hood G., McIlroy J. & Saunders G. (1997). Can foxes be controlled by reducing their fertility? Reproduction, Fertility and Development 9: 41-50. https://doi.org/10.1071/R96059.

Potts G. (1986). The partridge. Pesticides, predation and conservation. https://www.cabidigitallibrary.org/doi/full/10.5555/19870842551.

Prugh L.R. & Sivy K.J. (2020). Enemies with benefits: integrating positive and negative interactions among terrestrial carnivores. Ecology Letters 23 (5): 902-918. https://doi.org/10.1111/ele.13489.

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.

Rantanen E.M., Buner F., Riordan P., Sotherton N. & Macdonald D.W. (2010). Habitat preferences and survival in wildlife reintroductions: an ecological trap in reintroduced grey partridges. Journal of Applied Ecology 47 (6): 1357-1364. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01867.x.

Reed M.S. (2008). Stakeholder participation for environmental management: A literature review. Biological Conservation 141 (10): 2417-2431. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.07.014.

Ritchie E.G. & Johnson C.N. (2009). Predator interactions, mesopredator release and biodiversity conservation. Ecology Letters 12 (9): 982-998. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01347.x.

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. https://doi.org/10.1111/brv.12426.

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.

Santisteban L., Sieving K.E. & Avery M.L. (2002). Use of sensory cues by fish crows Corvus ossifragus preying on artificial bird nests. Journal of Avian Biology 33 (3): 245-252. https://doi.org/10.1034/j.1600-048X.2002.330306.x.

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.

Sharp T. & Saunders G. (2011). A model for assessing the relative humaneness of pest animal control methods.

Smart J., Bolton M., Hunter F., Quayle H., Thomas G. & Gregory R.D. (2013). Managing uplands for biodiversity: Do agri-environment schemes deliver benefits for breeding lapwing Vanellus vanellus? Journal of Applied Ecology 50 (3): 794-804. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12081.

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.

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. https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00098-3.

Storchová L. & Hořák D. (2018). Life-history characteristics of European birds. Global Ecology and Biogeography 27 (4): 400-406. https://doi.org/10.1111/geb.12709.

Tapper S.C., Potts G.R. & Brockless M.H. (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 33 (5): 965-978. https://doi.org/10.2307/2404678.

Taylor R.C., Noble D., Calladine J., Newson S.E. & Bowgen K.M. (2022). Assessment of the vulnerability to predation by carrion crow, magpie, jackdaw and jay of Red and Amber-listed Birds of Conservation Concern in Wales. Nr. 599.

Teunissen W., Kampichler C., Majoor F., Roodbergen M. & Kleyheeg E. (2020). Predatieproblematiek bij weidevogels. Nr. Sovon-rapport 2020/41. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen, Nederland.

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., Roig J. & Afonso-Jordana I. (2026). Coexistence conservation strategies: Testing conditioned food aversion to protect the endangered Western capercaillie. Journal for Nature Conservation 89: 127140. https://doi.org/10.1016/j.jnc.2025.127140.

Uhl F., Ringler M., Miller R., Deventer S., Bugnyar T. & Schwab C. (2018). Counting crows: Population structure and group size variation in an urban population of crows. Behavioral Ecology 30. https://doi.org/10.1093/beheco/ary157.

Vergeer J.W., Boele A., van Bruggen J. & van Turnhout C. (2023). Handleiding Sovon Broedvogelmonitoring: Broedvogel Monitoring Project en kolonievogels. Sovon Vogelonderzoek Nederland.

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, 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. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.

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.

Voigt U. & Siebert U. (2020). Survival rates on pre-weaning European hares (Lepus europaeus) in an intensively used agricultural area. European Journal of Wildlife Research 66 (4): 67. https://doi.org/10.1007/s10344-020-01403-z.

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.

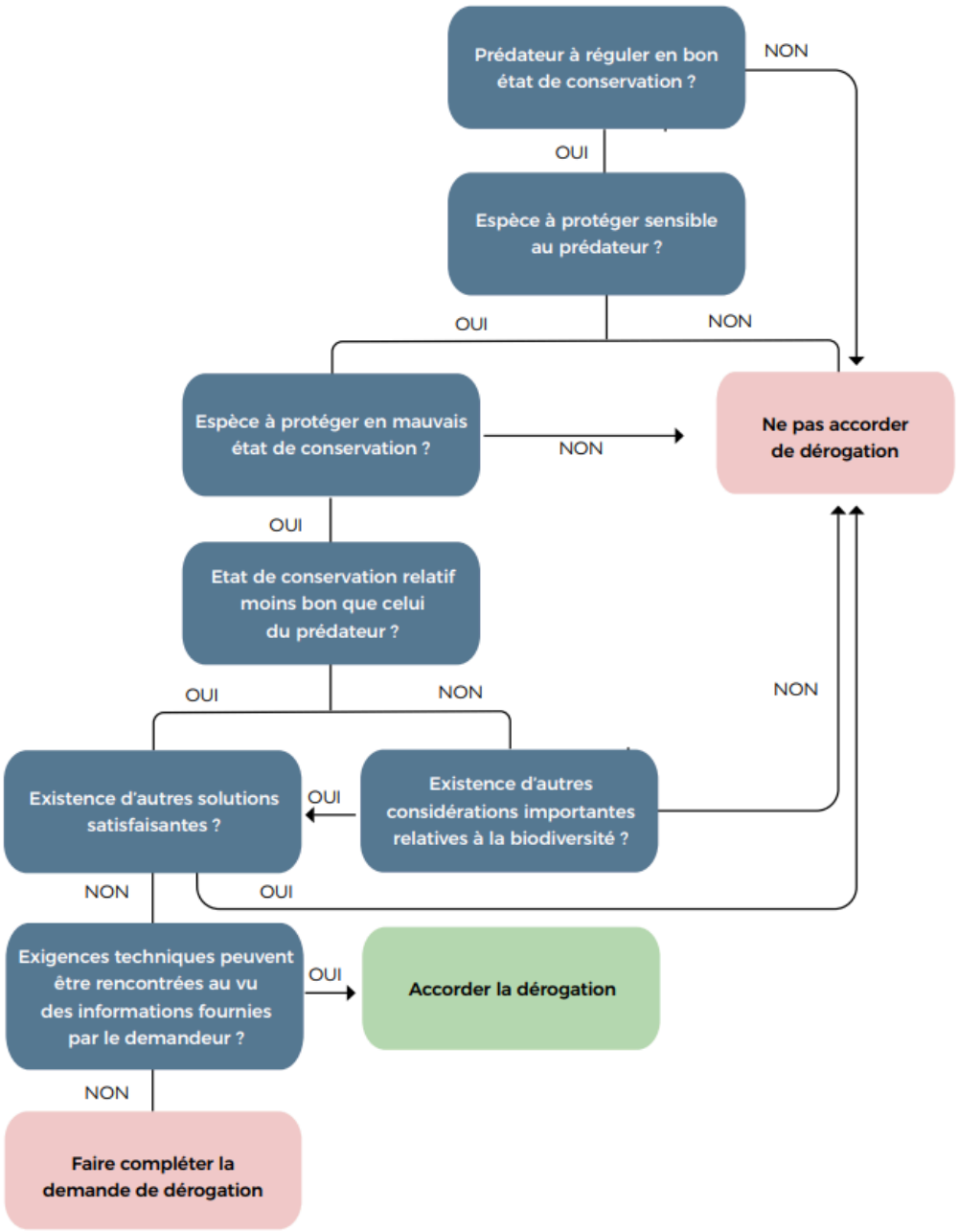
Williams N.F., Porteus T.A., Hardouin E.A., Case J., Rivers E., Andreou D., Hoodless A.N., Stillman R.A. & Short M.J. (2025). Evidence of anthropogenic subsidisation of red foxes in a national park important for breeding wading birds. Mammal Research 70 (1): 61-73. https://doi.org/10.1007/s13364-024-00769-8.

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 34 (6): 1462-1478. https://doi.org/10.2307/2405262.

Wilson M.W., Cook A.S.C.P., Horswill C., Robinson R.A. & Wernham C.V. (2019). Population modelling for the Scottish Northern raven population. Nr. 1012.

Bijlage 1

Beslissingsboom voor het verlenen van afwijkingen voor de bestrijding van kraaiachtigen ter bescherming van fauna, zoals opgesteld door De Tillesse *et al*. (2024).



Bijlage 2

Onderliggende kenmerken gebruikt voor de beoordeling van de gevoeligheid van Vlaamse Rode Lijst broedvogels voor predatie door zwarte kraai en ekster. RL = Rode Lijst-status (VU = kwetsbaar, EN = bedreigd, CR = ernstig bedreigd); Afname = aanwijzingen voor een afname van de broedpopulatie en/of het verspreidingsgebied; H. = habitatoverlap; T. = temporele overlap. Habitat- en temporele overlap zijn uitgedrukt op een schaal van 0 tot 1, waarbij hogere waarden een grotere overlap aangeven. Eerste broedsel = leeftijd bij eerste voortplanting (jaar). Grondnest en Open nest geven aan of de soort respectievelijk op de grond en in een open nest broedt.

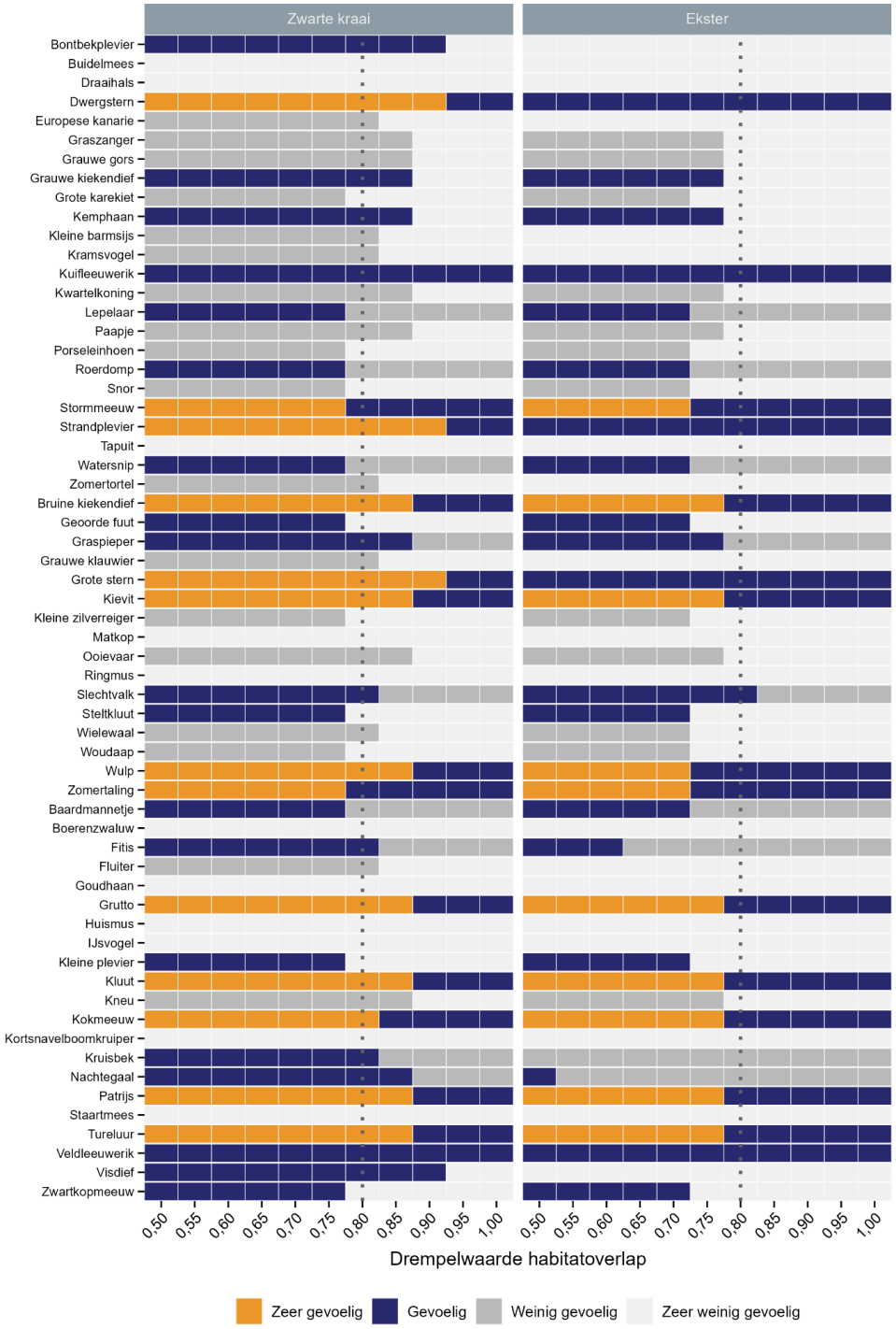
Soort	RL	Afname	H. kraai	H. ekster	T. kraai	T. ekster	Eerste broedsel	Broedsels /jaar	Grond nest	Open nest
Zomertortel	CR	Ja	0,81	0,23	0,76	0,76	1	2,5	Nee	Ja
Kwartelkoning	CR	Ja	0,85	0,79	0,54	0,54	1	1	Ja	Nee
Porseleinhoen	CR	Ja	0,79	0,70	0,85	0,85	1	2	Ja	Nee
Lepelaar	CR	Ja	0,79	0,70	1,00	1,00	4	1	Nee	Ja
Roerdomp	CR	Nee	0,79	0,70	1,00	1,00	1	1	Nee	Ja
Draaihals	CR	Ja	0,81	0,23	0,92	0,92	1	1	Nee	Nee
Bontbekplevier	CR	Ja	0,91	0,47	0,81	0,81	1	2	Ja	Ja
Strandplevier	CR	Ja	0,91	0,47	1,00	1,00	2	1	Ja	Ja
Watersnip	CR	Ja	0,79	0,70	1,00	1,00	2	1	Ja	Nee
Kemphaan	CR	Ja	0,85	0,79	0,90	0,90	2	1	Ja	Ja
Dwergstern	CR	Ja	0,91	0,47	1,00	1,00	3	1	Ja	Ja
Stormmeeuw	CR	Nee	0,79	0,70	1,00	1,00	3	1	Ja	Ja
Grauwe gors	CR	Ja	0,85	0,79	0,65	0,65	1	1,5	Ja	Nee
Graszanger	CR	Ja	0,85	0,79	0,53	0,53	1	2,5	Ja	Nee
Kramsvogel	CR	Ja	0,81	0,23	0,95	0,95	1	1,5	Nee	Ja
Buidelmees	CR	Ja	0,79	0,70	0,76	0,76	1	1,5	Nee	Nee

Paapje	CR	Ja	0,85	0,79	0,70	0,70	1	1	Ja	Nee
Tapuit	CR	Ja	0,91	0,47	0,72	0,72	1	1,5	Nee	Nee
Kleine barmsijs	CR	Nee	0,81	0,23	0,59	0,59	1	2	Nee	Ja
Europese kanarie	CR	Ja	0,81	0,23	0,68	0,68	1	2	Nee	Ja
Kuifleeuwerik	CR	Ja	0,91	0,47	1,00	1,00	1	2,5	Ja	Ja
Grote karekiet	CR	Ja	0,79	0,70	0,78	0,78	1	1	Nee	Ja
Snor	CR	Nee	0,79	0,70	0,88	0,88	1	1,5	Ja	Nee
Grauwe kiekendief	CR	Ja	0,85	0,79	0,55	0,55	3	1	Ja	Ja
Slechtvalk	EN	Nee	0,80	0,83	1,00	1,00	2	1	Nee	Ja
Ooievaar	EN	Nee	0,85	0,79	0,71	0,71	4	1	Nee	Ja
Geoorde fuut	EN	Nee	0,79	0,70	0,78	0,78	2	1	Ja	Ja
Kleine zilverreiger	EN	Ja	0,79	0,70	0,90	0,90	2	1	Nee	Ja
Woudaap	EN	Nee	0,79	0,70	0,76	0,76	1	1	Nee	Ja
Kievit	EN	Ja	0,85	0,78	1,00	1,00	2	1	Ja	Ja
Wulp	EN	Ja	0,86	0,75	1,00	1,00	2	1	Ja	Ja
Grote stern	EN	Ja	0,91	0,47	1,00	1,00	4	1	Ja	Ja
Steltkluut	EN	Nee	0,79	0,70	0,70	0,70	2	1	Ja	Ja
Graspieper	EN	Ja	0,85	0,77	1,00	1,00	1	2	Ja	Nee
Matkop	EN	Ja	0,84	0,64	1,00	1,00	1	1	Nee	Nee
Ringmus	EN	Ja	0,85	0,79	1,00	1,00	1	2,5	Nee	Nee
Wielewaal	EN	Ja	0,85	0,75	0,78	0,78	2	1	Nee	Ja
Grauwe klauwier	EN	Nee	0,81	0,23	0,63	0,63	1	1	Nee	Ja
Zomertaling	EN	Ja	0,79	0,70	1,00	1,00	1	1	Ja	Ja

Bruine kiekendief	EN	Nee	0,85	0,79	1,00	1,00	3	1	Ja	Ja
Patrijs	VU	Ja	0,85	0,79	1,00	1,00	1	1	Ja	Ja
IJsvogel	VU	Ja	0,79	0,70	1,00	1,00	1	1,5	Nee	Nee
Kleine plevier	VU	Nee	0,79	0,70	0,79	0,79	1	1,5	Ja	Ja
Tureluur	VU	Ja	0,85	0,78	1,00	1,00	1	1	Ja	Ja
Grutto	VU	Ja	0,85	0,79	1,00	1,00	2	1	Ja	Ja
Visdief	VU	Ja	0,91	0,47	0,93	0,93	4	1	Ja	Ja
Zwartkopmeeuw	VU	Ja	0,79	0,70	0,92	0,92	3	1	Ja	Ja
Kokmeeuw	VU	Ja	0,85	0,77	1,00	1,00	2	1	Ja	Ja
Kluut	VU	Nee	0,85	0,79	1,00	1,00	2	1	Ja	Ja
Staartmees	VU	Ja	0,84	0,73	1,00	1,00	1	1	Nee	Nee
Kortsnavelboom kruiper	VU	Nee	0,81	0,23	1,00	1,00	1	1,5	Nee	Nee
Goudhaan	VU	Ja	0,84	0,66	1,00	1,00	1	2	Nee	Nee
Huismus	VU	Ja	0,85	0,79	1,00	1,00	1	3	Nee	Nee
Baardmannetje	VU	Nee	0,79	0,70	1,00	1,00	1	3	Nee	Ja
Nachtegaal	VU	Ja	0,87	0,55	1,00	1,00	1	1,5	Ja	Nee
Kneu	VU	Ja	0,85	0,77	0,77	0,77	1	2,5	Nee	Ja
Kruisbek	VU	Nee	0,81	0,23	1,00	1,00	1	2	Nee	Ja
Veldleeuwerik	VU	Ja	0,85	0,78	1,00	1,00	1	3	Ja	Ja
Boerenzwaluw	VU	Ja	0,85	0,78	0,90	0,90	1	2,5	Nee	Nee
Fitis	VU	Ja	0,85	0,62	1,00	1,00	1	1	Ja	Nee
Fluiter	VU	Nee	0,81	0,23	0,91	0,91	1	1	Ja	Nee

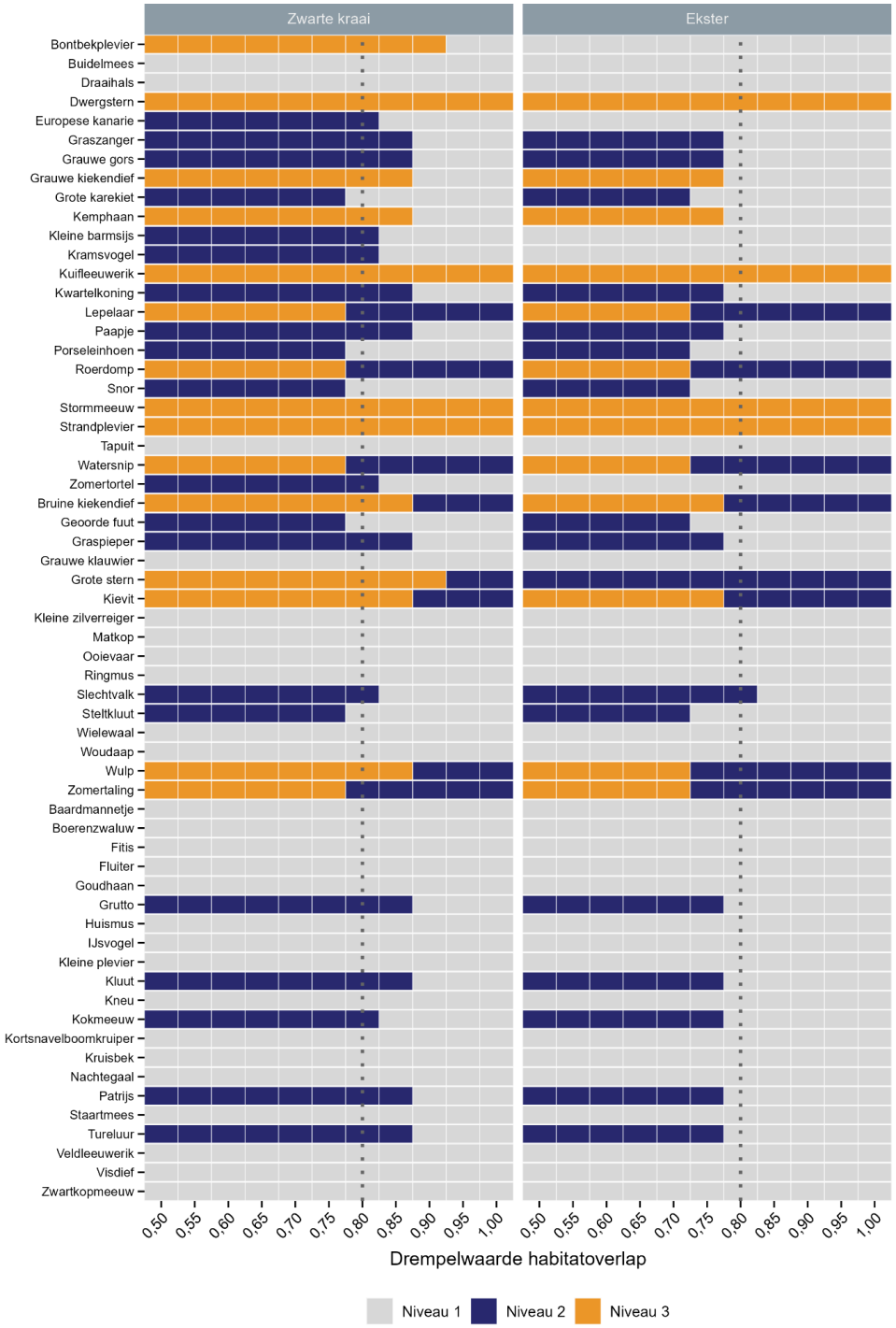
Bijlage 3

Sensitiviteit van de gevoeligheidsclassificaties voor de drempelwaarde van habitatoverlap, afzonderlijk voor zwarte kraai en ekster.



Bijlage 4

Sensitiviteit van de indicatieve ecologische screeningsniveaus voor de drempelwaarde van habitatoverlap, afzonderlijk voor zwarte kraai en ekster.



Bijlage 5

Beslissingsmatrix voor het verlenen van afwijkingen voor de bestrijding van kraaiachtigen zoals opgesteld door Desmet & Roggeman (2002).

1.1 de aanvrager wenst Gaaien te bestrijden	geen bestrijding
1.2 de aanvrager wenst Zwarte Kraaien en/of Eksters te bestrijden	2
2.1 om belangrijke schade aan gewassen te voorkomen	3
2.2 om de fauna te beschermen	4
3.1 in landbouwgebied	toegelaten
3.2 niet in landbouwgebied	geen bestrijding
4.1 de aanvrager wenst in de eerste plaats jachtwild te beschermen	5
4.2 de aanvrager wenst in de eerste plaats soorten te beschermen die niet tot het jachtwild gerekend worden	6
5.1 op een effectief bejaagd jachtterrein	toegelaten

Vanuit het jagersstandpunt kan omwille van de maximalisatie van de jachtoogst overwogen worden om kraaiachtigen te bestrijden. De meest doeltreffende methode hiervoor is de bestrijding van territoriale paren in het broedseizoen. Voor Eksters zijn Larsen Traps hiervoor het meest geschikt. Voor Kraaien is afschot van adulten in de buurt van het nest de meest doeltreffende methode.

5.2 buiten een effectief bejaagd jachtterrein	geen bestrijding

6. geen bestrijding, tenzij aan de volgende vijf voorwaarden voldaan wordt:
- Het dier dat gevaar loopt, moet een bedreigde of ernstig bedreigde soort zijn, die op de Rode Lijst voorkomt.
- Het bedreigde dier moet deel uitmaken van de doelstelling van het natuurgebied.
- Alle andere mogelijkheden om de schade te verkleinen, zijn uitgeput.
- Het is wettelijk toegestaan het dier dat de bedreiging vormt in aantal te beperken.
- In nagenoeg natuurlijke landschappen, waar immers niet of nauwelijks wordt ingegrepen, wordt bestrijding niet gehanteerd.

De ene soort beperken ten gunste van de andere is een middel dat met de grootste terughoudendheid zou moeten worden toegepast.