



Verkenning leefgebiedherstel ontwerp natuurplan

Uitwerking voor de soorten grote modderkruiper,
rivierdonderpad, zalm, kamsalamander, geelbuik-
vuurpad en zandhagedis

J. Kranenbarg, W. Beukema, M. Gilbert, T.C. Schippers, R. ter Harmsel, J. Herder,
N. Lambrixx, T. Kroon, J.J.C.W van Delft, R.P.J.H. Struijk, F. Timmerman &
M. Schiphouwer



RAVON

Colofon

Status uitgave:	Eindrapport
Rapportnummer:	2026.074
Datum uitgave:	27-05-2026
Titel:	Verkenning leefgebiedherstel ontwerp natuurplan
Subtitel:	Uitwerking voor de soorten grote modderkruiper, rivierdonderpad, zalm, kamsalamander, geelbuikvuurpad en zandhagedis
Wijze van citeren:	Kranenbarg, J., W. Beukema, M. Gilbert, T.C. Schippers, R. ter Harmsel, J. Herder, N. Lambrixx, T. Kroon, J.J.C.W van Delft, R.P.J.H. Struijk, F. Timmerman & M. Schiphouwer, 2026. Verkenning leefgebiedherstel ontwerp natuurplan; Uitwerking voor de soorten grote modderkruiper, rivierdonderpad, zalm, kamsalamander, geelbuikvuurpad en zandhagedis. Projectnummer 2026.074. RAVON, Nijmegen.
Foto's:	Jelger Herder & Arthur de Bruin (zalm)
Aantal pagina's incl. bijlagen:	43
Projectnummer:	2026.074
Projectleider:	J. Kranenbarg
Naam en adres opdrachtgever(s):	LVVN Postbus 93144 2509 AC Den Haag
Referentie opdrachtgever(s):	202512102
Akkoord voor uitgave:	M. Schiphouwer

Inhoud

1	Inleiding	4
1.1	Vraagstelling	4
1.2	Aanpak	4
2	Grote modderkruiper	5
2.1	Leefgebied en levenswijze	5
2.2	Compleetheid verspreidingsbeeld en monitoringsgegevens	5
2.3	Overzicht leefgebiedparameters en digitale beschikbaarheid	7
2.4	Inschatting benodigd leefgebiedsherstel	7
2.5	Mogelijke herstelmaatregelen	9
2.6	Literatuur	10
3	Rivierdonderpad	11
3.1	Leefgebied en levenswijze	11
3.2	Compleetheid verspreidingsbeeld en monitoring	11
3.3	Overzicht leefgebiedparameters en digitale beschikbaarheid	12
3.4	Inschatting benodigd leefgebiedsherstel	13
3.5	Mogelijke herstelmaatregelen	15
3.6	Literatuur	15
4	Zalm	16
4.1	Leefgebied en levenswijze	16
4.2	Compleetheid verspreidingsbeeld en monitoring	17
4.3	Overzicht leefgebiedparameters en digitale beschikbaarheid	19
4.4	Inschatting benodigd leefgebiedsherstel	20
4.5	Mogelijke herstelmaatregelen	21
4.6	Literatuur	22
5	Kamsalamander	24
5.1	Leefgebied en levenswijze	24
5.2	Compleetheid verspreidingsbeeld en monitoring	25
5.3	Overzicht leefgebiedparameters en digitale beschikbaarheid	26
5.4	Inschatting benodigd leefgebiedsherstel	26
5.5	Mogelijke herstelmaatregelen	29
5.6	Literatuur	30
6	Zandhagedis	31
6.1	Leefgebied en levenswijze	31
6.2	Compleetheid verspreidingsbeeld en monitoring	32
6.3	Overzicht leefgebiedparameters en digitale beschikbaarheid	33
6.4	Inschatting benodigd leefgebiedsherstel	33
6.5	Mogelijke herstelmaatregelen	35
6.6	Literatuur	36
7	Geelbuikvuurpad	37
7.1	Leefgebied en levenswijze	37
7.2	Compleetheid verspreidingsbeeld en monitoring	37
7.3	Overzicht leefgebiedparameters en digitale beschikbaarheid	38
7.4	Inschatting benodigd leefgebiedsherstel	39
7.5	Mogelijke herstelmaatregelen	41
7.6	Literatuur	42

1 Inleiding

1.1 Vraagstelling

Vanuit de Europese natuurherstelverordening (NHV) moeten de lidstaten, waaronder Nederland, onder Artikel 4.7 zorgen voor een toenemende trend in kwaliteit en kwantiteit van de leefgebieden van doelsoorten. Dit dient te worden gekwantificeerd in een Natuurplan. Voor het eerste Natuurplan, dat in september 2026 moet worden ingediend, is de inzet als volgt:

Voor soorten die nu in zeer ongunstige Staat van Instandhouding (SvI) verkeren, en bovendien achteruitgaan, in kaart brengen wat er aanvullend nodig is aan leefgebiedenherstel om de achteruitgang te stoppen en de negatieve trends te keren.

Hiervoor heeft het ministerie van LNV aan RAVON gevraagd om een leefgebiedenanalyse uit te voeren voor de volgende soorten:

- Grote modderkruiper
- Rivierdonderpad
- Zalm
- Kamsalamander
- Geelbuikvuurpad
- Zandhagedis

Op basis van de leefgebiedenanalyse wordt ingeschat hoeveel leefgebied moet worden ontwikkeld, hersteld of verbonden om de negatieve trend van deze soorten te stoppen.

Hierbij is het leefgebied waar mogelijk uitgedrukt in termen van bestaande typering. Ook wordt beschreven welke condities de betreffende soorten nodig hebben en wat belangrijke herstelmaatregelen zijn om leefgebieden te herstellen.

1.2 Aanpak

De hoofdstukken 2 t/m 7 geven per doelsoort een beschrijving van de uitkomst van de leefgebiedenanalyse. Hierbij zijn per soort de volgende zes stappen uitgevoerd:

1. Beschrijving van leefgebied en levenswijze.
2. Beschrijving verspreiding van de soort, de volledigheid van het verspreidingsbeeld en de monitoring die er momenteel plaatsvindt.
3. Beschrijving van de leefgebiedparameters en de mate waarin gegevens hierover digitaal beschikbaar zijn.
4. Een inschatting van het benodigde leefgebiedherstel om de negatieve trend te keren.
5. Beschrijving van de belangrijkste leefgebiedherstelmaatregelen.
6. Weergeven van gebruikte literatuur.

Voor het uitvoeren van bovengenoemde stappen is gebruik gemaakt van de bij RAVON beschikbare literatuur en de verspreidingsgegevens in de NDFF (voor vissen aangevuld met data van derden zoals Rijkswaterstaat en waterschappen). De uitgevoerde leefgebiedenanalyses zijn doorgenomen met meerdere soortexperts van RAVON.

2 Grote modderkruiper

2.1 Leefgebied en levenswijze

Het leefgebied van de grote modderkruiper bevindt zich in kleinere ondiepe wateren met een dikke modderlaag en veel waterplanten. Oorspronkelijk bevonden deze wateren zich in de overstromingsvlakten van rivieren en beken en de



aangrenzende veenwateren. Doordat veel van deze gebieden in de loop der eeuwen ingepolderd en ontgonnen zijn, bevindt een aanzienlijk deel van het Nederlandse leefgebied zich in poldersloten.

Historische bronnen wijzen erop dat de grote modderkruiper vroeger in groot deel van de slootjes binnen het leefgebied voorkwam (Kranenbarg et al., 2022; Schuurmans, 2023). In de tweede helft van de 20^e eeuw verdwijnt de soort op veel plaatsen doordat de oude sloten gedempt worden ten behoeve van ruilverkaveling, woningbouw of de aanleg van wegen. In de resterende leefgebieden staat de soort sterk onder druk als gevolg van verdroging. Met name het ontbreken van 'laarsdiep' plas-dras voortplantingsgebied in de periode maart-juni, is een groot knelpunt. Dit is verdwenen als gevolg van kunstmatig lage (landbouw)waterpeilen, waardoor het voortplantingssucces van de soort sterk is afgenomen. In de meeste buitendijkse wateren in het rivierengebied is de grote modderkruiper verdwenen door verlanding van deze wateren, o.a. doordat de geul van de hoofdstroom in steeds verder is ingesleten.

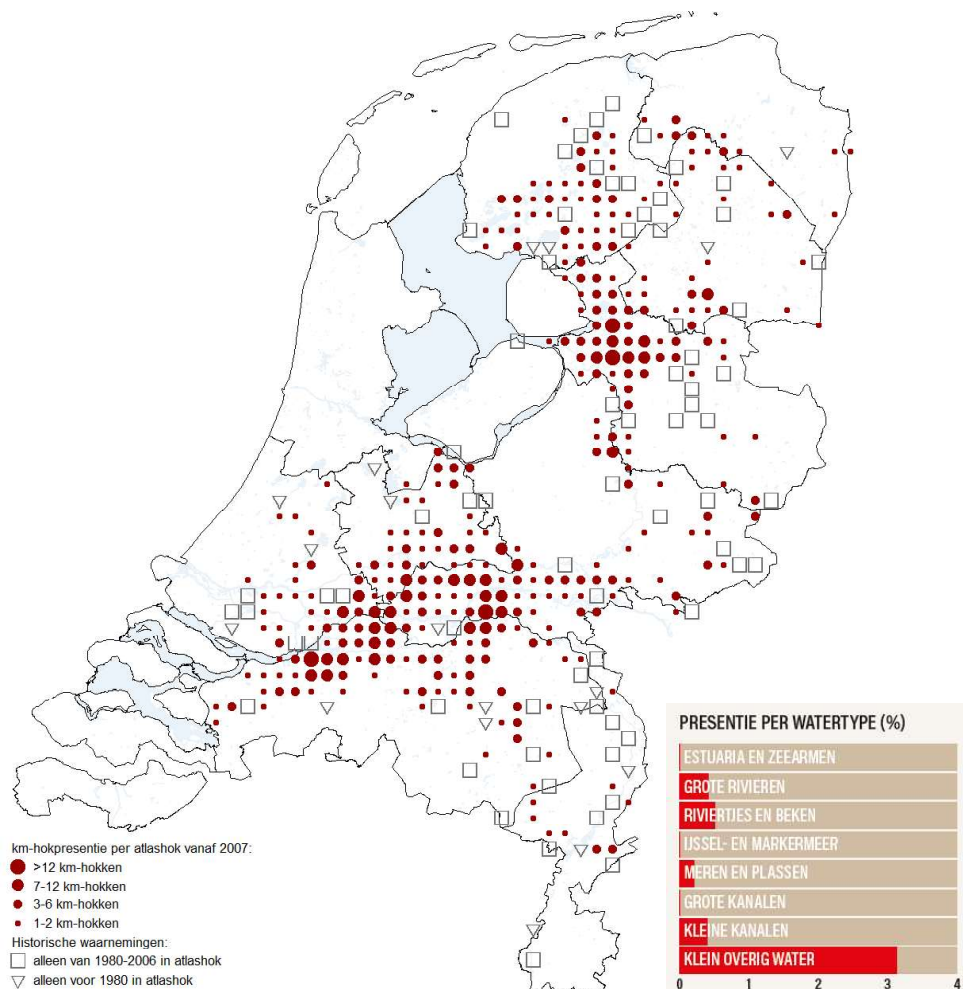
Voor een gezonde grote modderkruiperpopulatie is een netwerk van meerdere geschikte wateren noodzakelijk met plas-drasvoortplantingsgebieden voor de eiafzet en opgroei van de larven en structuurrijke vegetatie waar de dieren zich de rest van het jaar kunnen ophouden. De voortplanting vindt plaats van april tot het eind van de zomer in vegetatierijke delen, bij voorkeur plas-dras situatie, zoals aanwezig in overstroomde graslanden.

Grote modderkruipers kunnen circa 20 jaar oud worden en zijn na drie tot vier jaar geslachtsrijp. Tijdens overstromingen, die tegenwoordig nauwelijks meer optreden, kan de soort in het juveniele stadium grotere afstanden overbruggen. In watergangen is de dispersieafstand gering (gemiddeld circa 1.000 meter) en wordt in de praktijk vaak verder beperkt door de aanwezigheid van stuwen.

2.2 Compleetheid verspreidingsbeeld en monitoringsgegevens

Vanaf 2007 is door RAVON, mede voortkomend vanuit het NEM en in samenwerking met provincies van waterschappen, verspreidingsonderzoek uitgevoerd om vast te stellen waar de grote modderkruiper in Nederland nog voorkomt (uit de periode hiervoor zijn de gegevens zeer beperkt). Hierdoor is er een redelijk tot goed beeld verkregen van de gebieden waar (relict) populaties van de soort voorkomen (Figuur 2.2.1). Grote modderkruiper komt nog in relatief veel uurhokken voor, maar hierbinnen maar in een beperkt aantal kilometerhokken. Met name in de beekdalen en veengebieden is de soort op veel plaatsen verdwenen.

In een aantal provincies (o.a. Noord-Brabant, Gelderland en Utrecht) is door RAVON uitgebreid veldonderzoek uitgevoerd, waarbij ook de habitatgeschiktheid bepaald is. Op veel plaatsen blijkt de grote modderkruiper in nog maar één of enkele wateren in zeer lage dichtheden voor te komen en de voortplanting is hier beperkt. Er is sprake van veelal kleine relict populaties waartussen geen uitwisseling meer mogelijk is door de aanwezigheid van stuwen en doordat tussenliggende wateren geen geschikt leefgebied bevatten.



Figuur 2.2.1. Verspreidingsgegevens grote modderkruiper en presentie per watertype (Kranenbarg et al., 2022).

De soort is in 21 Natura 2000-gebieden aangewezen als doelsoort. Inmiddels worden 17 van deze gebieden gemonitord in opdracht van de provincies Noord-Brabant, Gelderland, Utrecht, Friesland, Zuid-Holland en Overijssel. Het gaat om ruim 150 kilometerhokken en hierbinnen om ongeveer 600 meettrajecten.

Het overgrote deel van het verspreidingsgebied (ruim 60%) bevindt zich in agrarische gebieden. De grote modderkruiper werd in een klein deel van deze gebieden (ongeveer 140 km-hokken) gemonitord vanuit het ANLb met behulp van eDNA. Sinds 2023 gebeurt dit niet meer omdat er te weinig budget beschikbaar is. Alleen in Friesland vindt nog een monitoring plaats in 50km-hokken (circa 200 meettrajecten) in het kader van ANLb.

2.3 Overzicht leefgebiedparameters en digitale beschikbaarheid

De grote modderkruiper komt voor in gebieden die van oorsprong lagen in de overstromingsvlakten van rivieren en grotere beken en moerasgebieden. Belangrijke habitatparameters die bepalen of een water geschikt is voor de grote modderkruiper en waarmee RAVON in het veld de geschiktheid van leefgebieden bepaalt, zijn:

- Diepte en breedte watergang
- Dikte organisch sliblaag
- Kans op droogvallen
- Kwelindicatoren
- Oppervlakte (m²) plas-dras verbonden met watergangen en/of zeer ondiepe slootjes
- Aanwezigheid verschillende typen watervegetatie
- Schoningsregime (te intensief of extensief)
- Mate van beschaduwning

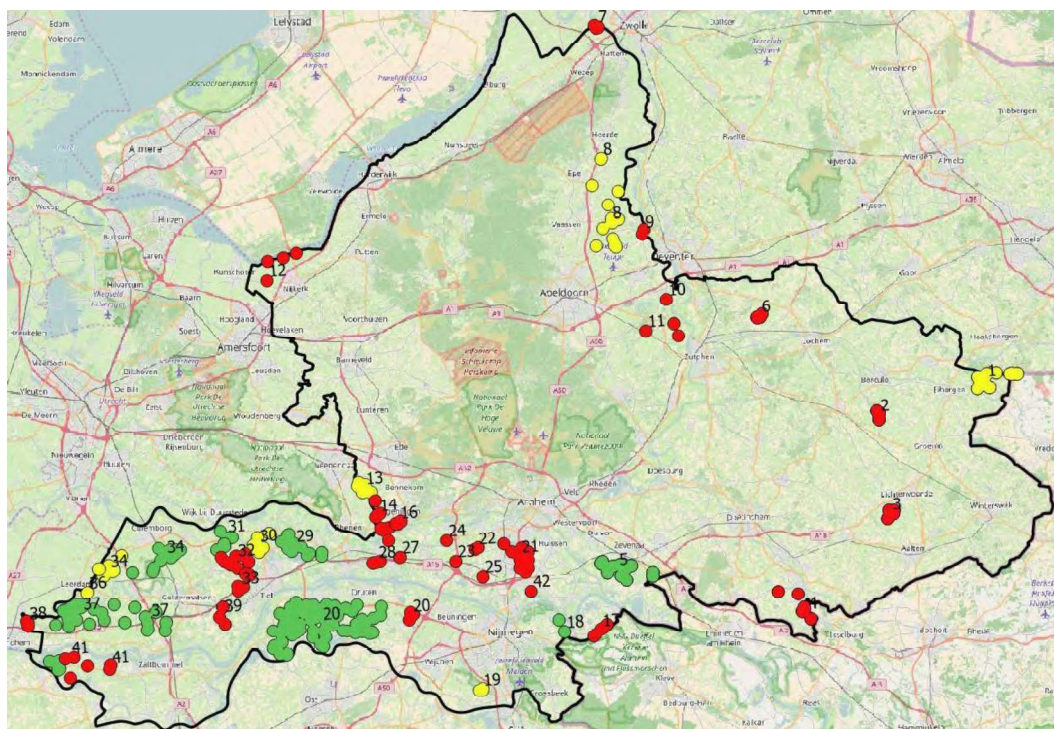
Van de meeste van deze variabelen zijn er geen landelijk dekkende geografische-data beschikbaar, waardoor er op basis van een GIS-analyse geen goede beoordeling mogelijk is van de geschiktheid van wateren voor grote modderkruiper. Op basis van de waterkaart waarin smalle slootjes zijn opgenomen in combinatie met bijvoorbeeld terreinhoogte of grondwatertrap, kunnen globaal geschikte leefgebieden in kaart gebracht worden. Omdat informatie over de aanwezige vegetatie, de dikte van de modderlaag en niet onbelangrijk de ouderdom van de sloten ontbreekt, geeft zo'n analyse echter een sterke overschatting van het daadwerkelijk geschikte leefgebied. Daarom is voor de analyse van de kwaliteit van het leefgebied gebruik gemaakt van de aanwezigheid in hectarehokken en informatie uit provinciale studies over de kwaliteit van leefgebieden (zie paragraaf 2.4).

2.4 Inschatting benodigd leefgebiedsherstel

Omdat er geen goede landelijk dekkende geografische-data beschikbaar zijn om de kwaliteit het leefgebied van de grote modderkruiper te beoordelen, is gebruik gemaakt van in de periode 2015-2023 uitgevoerde onderzoeken in de provincies Gelderland, Noord-Brabant en Utrecht (de Bruin & Kranenbarg, 2014; de Bruin et al., 2017; Kroon, 2022). In deze provincies, die ongeveer de helft van het Nederlandse leefgebied bevatten, is de kwaliteit van het leefgebied op basis van veldonderzoek bepaald (zie voorbeeld figuur 2.4.1). Voor de genoemde provincies gaat het om 145 onderscheiden leefgebieden. Hiervan is 36% beoordeeld als slecht, 30% als matig en 34% als voldoende voor de instandhouding van een duurzame populatie. De meeste beoordelingen vonden plaats voor de droge zomers van 2018-2025, waardoor de situatie inmiddels verder verslechterd is. Ook zijn leefgebieden op verschillende plaatsen verdwenen door het dempen van sloten.

Uit bovenstaande kan worden afgeleid dat in ieder geval in 66% van het grote modderkruiperleefgebied herstelmaatregelen noodzakelijk zijn voor een duurzame instandhouding van de soort. Om dit te verder te differentiëren naar arealen zijn de volgende berekeningen uitgevoerd:

- Bepalen aantal kilometerhokken en hectarehokken in Nederland waar de soort recentelijk (sinds 2010) is aangetroffen.
- Bepalen voorkomen van de soort in gebieden met een natuur- versus agrarische bestemming.
- Inschatting aantal populaties in Nederland op basis van een dispersieafstand van 1.000 meter.



Figuur 2.4.1. Kwaliteit van 42 onderscheiden leefgebieden van grote modderkruiper in Gelderland. Slecht (rood): 22 (52%), matig (geel): 8 (20%), goed (groen): 12 (28%). (Bron: de Bruin et al., 2017).

Actueel voorkomen

Op basis van een dispersieafstand van 1.000 meter om de bekende waarnemingen zijn minimaal 290 (deel)populaties te onderscheiden. Grote modderkruiper is hier in de periode 2010-2024 aangetroffen in 2.001 hectare hokken verspreid over 908 kilometerhokken. Dit laat zien dat de soort in een leefgebied vaak (nog) op maar enkele plekken voorkomt.

Op kilometerhokniveau bevindt 23% van het leefgebied zich in Natura 2000-gebieden, 11% binnen het NatuurNetwerk Nederland en 66% hierbuiten (betreft vnl. agrarisch gebied).

Voor het herstel van de grote modderkruiper zullen dus ook buiten Natura 2000-gebieden, maatregelen genomen moeten worden.

Benodigd herstel voor keren negatieve trend

Voor een duurzame populatie wordt ingeschat dat in een leefgebied minimaal 5 kilometer aan geschikte watergang aanwezig moet zijn. Dit betreft doorgaans sloten met een structuurrijke watervegetatie en een plasdrasoeverzone van 5-10 meter breed, waar tot in juni circa 10-30 cm (laarsdiep) water aanwezig is. Ervan uitgaand dat minimaal 66% van het leefgebied in een matige tot slechte staat is, is het benodigd herstelgebied minimaal 957 km (0,66 x 290 x 5) aan sloten die in een geschikte toestand gebracht moeten worden voor het stabiliseren van de populatie (= stoppen negatieve trend).

Het totaal areaal aan te herstellen leefgebied binnen Nederland* wordt ingeschat op minimaal 957 km aan sloten. NHV-ecosystemen, waar deze zich bevinden zijn:

- **Wetlandecosystemen (alleen de zoete in het binnenland)**
- **Graslandecosystemen**
- **Rivier-, meer- alluviale en oeverecosystemen**

2.5 Mogelijke herstelmaatregelen

Belangrijke herstelmaatregelen voor de grote modderkruiper zijn:

- Creëren van overstroming- en inundatievlakten met een natuurlijk peilverloop waar vanaf april tot in juni 10-30 cm water op het maaiveld staat. Daar waar dit niet meer mogelijk is kan (aanvullend) gebruik gemaakt worden van maaiveldverlaging of andere van de hieronder genoemde maatregelen.
- Maaiveldverlaging. Ondergelopen graslanden, zoals overstroomde uiterwaarden, vormen van nature paai- en opgroeihabitat voor grote modderkruiper. Door het maaiveld te verlagen tot een niveau waarbij met het bestaande waterpeil in april-juli 10-30 cm (laarsdiep) water op maaiveld staat, wordt hetzelfde effect bereikt. Het is hierbij essentieel dat de verlaagde zones direct grenzen, of aangetakt zijn aan een sloot die bestaand leefgebied voor de soort vormt.
- Natuurvriendelijke oevers aanleggen. Het aanleggen van natuurvriendelijke oevers (NVO) in watergangen met steile taluds en smalle oeverzones, is een geschikte maatregel om het habitat voor grote modderkruiper te verbeteren. Watergangen met een NVO hebben bredere oeverzones met ondiep water, die goede mogelijkheden bieden als voortplantingshabitat.
- Verdiepen/open maken ondiepe zijsloten. Het open maken van verlande slootjes en het verdiepen van sloten met een te ondiepe waterbodem leidt tot meer geschikt voortplantingshabitat in poldergebieden. In de herstelde situatie is een waterdiepte van 10-30 centimeter in de periode april tot juli optimaal.
- Creëren kraamkamer door aanleg ondiep slootstelsel. Als de mogelijkheden voor het creëren van paaigebieden door het verhogen van het waterpeil beperkt zijn, kan door het aanleggen van een stelsel van ondiepe, rijk begroeide slootjes, een grote modderkruiper kraamkamer gecreëerd worden.
- Ecologisch en gefaseerd schonen en baggeren. Door middel van gericht beheer, herstellen en behouden heterogene moeras- en onderwatervegetatie.
- Aanleg diepere plekken in slotensysteem. T.b.v. overwintering en overleving tijdens droge zomers.
- Opheffen migratiebarrières (stuwen, gemalen, dammen). Ontsnipperen door wateren/peilvakken weer met elkaar te verbinden.
- Tegengaan dempen van sloten in leefgebied. Er zijn meerdere voorbeelden bekend, waar bij de soort relatief recentelijk verdwenen is door het dempen van sloten. Dit kan voorkomen worden door effectievere handhaving. Ook bij natuurherstelmaatregelen worden regelmatig sloten gedempt om gebieden te vernatten. Het dempen van grote modderkruiper leefgebied moet hierbij voorkomen worden.
- Relocatie. In herstelde gebieden waar de soort lokaal verdwenen is dieren uit nabijgelegen (populaties) herintroduceren. Dieren in genetisch verarmde populaties bijplaatsen.
- Tegengaan hoge dichtheden exotische rivierkreeft en exotische vissen als zonnebaars. In sommige leefgebieden komen hoge kreeftdichtheden voor, die een negatief effect hebben op de vegetatie ontwikkeling in sloten.

In verschillende rapporten wordt uitgebreider ingegaan op de uitvoering van herstelmaatregelen voor de grote modderkruiper (de Bruin & Kranenburg, 2014; de Bruin et al., 2017; BIJ12, 2017; Kroon, 2022; Kranenburg et al., 2024, Kroon et al., 2026). De keuze en locaties van maatregelen in een leefgebied betreft maatwerk en dienen op basis van gebiedsanalyse door een soortexpert plaats te vinden.

2.6 Literatuur

- Bruin, A. de & Kranenbarg J., 2009. Fossiel uit een dynamisch deltagebied. Verspreiding en achteruitgang van de grote modderkruiper in een historisch perspectief & aanbevelingen tot behoud van deze soort. Stichting RAVON, Nijmegen.
- Bruin, A. de & Kranenbarg J., 2014. Instandhouding van de grote modderkruiper in Noord-Brabant. Overzicht noodzakelijke beheer- en inrichtingsmaatregelen voor het behoud en de uitbreiding van populaties van de grote modderkruiper (*Misgurnus fossilis*), Stichting RAVON Nijmegen.
- Bruin, A. de, 2019. Instandhouding grote modderkruiper in Natura 2000-gebied Drentsche Aa – Notitie leefgebied herstel deelgebied “De Punt”. Rapport 2018.161. Stichting RAVON, Nijmegen.
- Bruin A. de, Harmsel, R. ter & J. Kranenbarg, 2017. Instandhouding grote modderkruiper in Gelderland. Noodzakelijke beheer- en inrichtingsmaatregelen voor het behoud en de uitbreiding van (relict)populaties. Stichting RAVON, Nijmegen.
- Kranenbarg, J. & De Bruin A., 2014. Waterpeil een sleutelfactor in de levenscyclus van de grote modderkruiper. RAVON-tijdschrift 54, oktober 2014.
- Kranenbarg, J., J.E. Herder, W.A.M., van Emmerik & M. Groen (red.), 2022. Visatlas van Nederland. Stichting RAVON, Sportvisserij Nederland en Noordboek, Gorredijk.
- Kranenbarg, J., J. Janse, Y. Radstake, R. de Gouw, R. Creemers, M. Groen, T. Stark, T. Schippers & R. ter Harmsel, 2023. Resultaten monitoring Natura 2000-gebieden Gelderland. Kamsalamander, grote modderkruiper, kleine modderkruiper, bittervoorn, beekprik & rivierdonderpad 2018-2022. Projectnr. 2021.116. Stichting RAVON, Nijmegen.
- Kranenbarg, J, W. Beukema, T. Kroon, M. van Santen, J. Janse, Y. Radstake & I. Spruijt, 2024. Resultaten monitoring en adviezen voor leefgebiedherstel in Natura 2000-gebieden Noord-Brabant. Vissen, kamsalamander & drijvende waterweegbree 2019-2024. Rapportnummer 2022.186. RAVON, Nijmegen.
- Kroon, T.F., 2022. Instandhouding grote modderkruiper provincie Utrecht. Maatregelen voor beheer en herstel. Rapportnummer 2020.045. Stichting RAVON Nijmegen.
- Kroon, T.F., J. Kranenbarg & T.C. Schippers, 2026. Masterplan grote modderkruiper Waterschap Vallei en Veluwe. Overzicht populaties en maatregelen voor duurzaam behoud en herstel. Rapportnummer 2025.169. RAVON Nijmegen.
- Schuurmans, T., 2023. Viezen Stinkvissen - Een duik in de wereld van de grote modderkruipers. Uitgever: OPA Greup , Hoekse Waard 2012.

3 Rivierdonderpad

3.1 Leefgebied en levenswijze

De rivierdonderpad is een bodemvis die voorkomt in rivieren, beken, meren, kanalen, vaarten en grachten. De soort heeft een voorkeur voor plaatsen met waterbeweging die relatief zuurstofrijk zijn. De dieren verschuilen zich in holtes tussen stenen, puin, schelpenbanken, oeverbeschoeiingen of boomwortels.



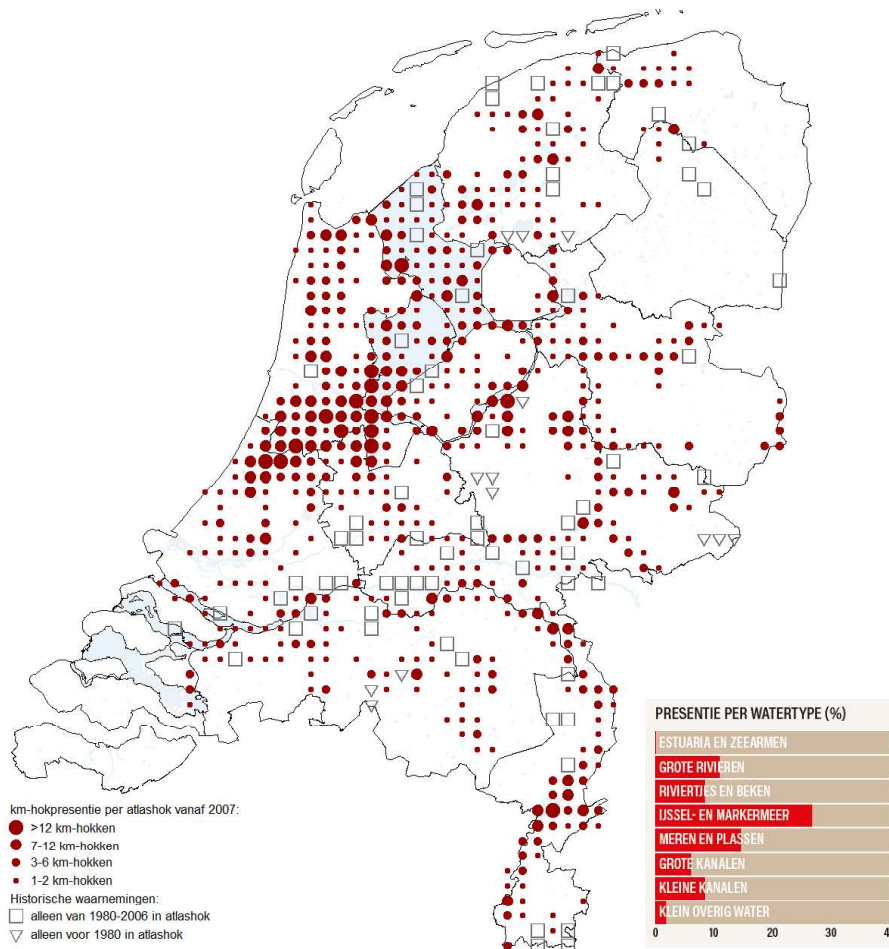
Rivierdonderpad is in het verleden achteruitgegaan als gevolg van watervervuiling en het normaliseren van beeksystemen. Momenteel bestaat de grootste bedreiging uit de sterke toename van uitheemse grondelsoorten als zwartbekgrondel. Deze soorten verdringen de rivierdonderpad doordat ze een vergelijkbare habitatvoorkeur en voedselspectrum hebben en zeer territoriaal zijn. In de meeste Rijkswateren en verschillende regionale wateren die hiermee in verbinding staan, is de soort inmiddels verdrongen door de opkomst van exotische grondels (met name zwartbekgrondel). Hiernaast is de soort gevoelig voor verdroging in beeksystemen.

De volwassen dieren hebben een gering dispersievermogen (ingeschat op 1500 meter door Klein Breteler & Kranenbarg, 2000) en een klein territorium. De voortplanting gebeurt in de periode februari tot april. De vrouwtjes leggen hun eitjes in een nestholte van een mannetje, hierna bewaakt hij het nest en verzorgt de eitjes. De larven zijn in eerste instantie pelagisch en kunnen in dit stadium in stroomafwaartse richting waarschijnlijk grotere afstanden afleggen.

3.2 Compleetheid verspreidingsbeeld en monitoring

Vanaf 2007 is door RAVON, mede voortkomend vanuit het NEM en in samenwerking met provincies van waterschappen, verspreidingsonderzoek uitgevoerd om vast te stellen waar de rivierdonderpad in Nederland voorkomt. Het verspreidingsgebied van de rivierdonderpad is goed tot redelijk goed in beeld (Figuur 3.2.1). In beken is het voorkomen vaak tot op kilometerhokniveau bekend. In laag Nederland zijn niet alle oevers van meren en watergangen op het voorkomen van de soort onderzocht.

De soort wordt in Nederland gemonitord vanuit het MWTL (rijkswateren), de Kaderrichtlijn Water (regionale wateren waterschappen), het NEM Meetprogramma Zoetwatervissen en in een deel van de Natura2000-gebieden. De soort is in 21 Natura 2000-gebieden aangewezen als doelsoort (in het Geuldal is inmiddels bekend geworden, dat het hier beekdonderpad betreft). Tien van deze gebieden worden gemonitord in opdracht van de provincies Noord-Brabant, Gelderland, Utrecht, Zuid-Holland en Overijssel. Het gaat om ruim honderd kilometerhokken en hierbinnen om ongeveer 400 meettrajecten.



Figuur 3.2.1. Verspreidingsgegevens rivierdonderpad en presentie in watertypen (Kranenbarg et al., 2022).

3.3 Overzicht leefgebiedparameters en digitale beschikbaarheid

De aanwezigheid van schuilplaatsen in combinatie met stroming (zuurstofrijk water) zijn belangrijke levensvoorwaarden voor de rivierdonderpad. Als aan deze voorwaarden voldaan wordt, dan kan de soort in veel verschillende watertypen voorkomen. Parameters die bepalen of een habitat geschikt is en waarmee RAVON in het veld de geschiktheid van leefgebieden bepaalt, zijn:

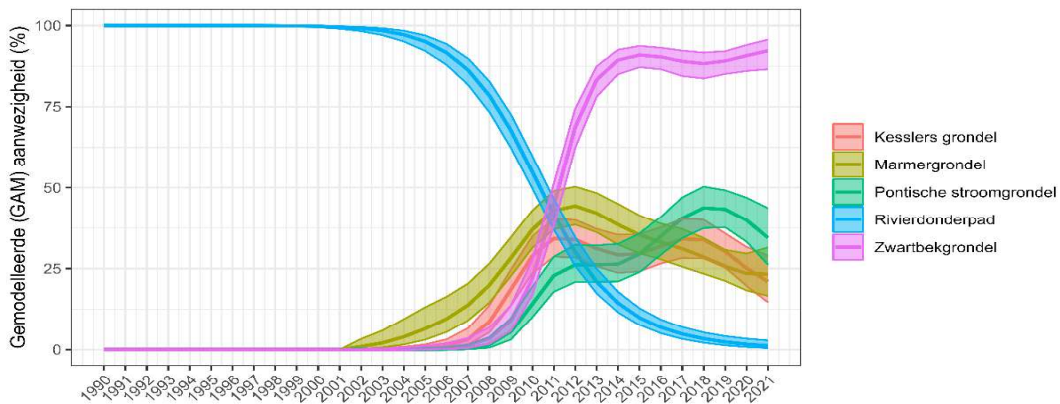
- Diepte en breedte water
- Type oever(versteviging)
- Stroomsnelheid
- Helderheid water
- Aanwezigheid structuurelementen (grind, puin, zand, holle oevers, houtstructuren)
- % beschaduwing
- Aanwezigheid migratiebarrières
- Mate van meandering in lijnvormige wateren
- Kans op droogvallen
- Schoningsregime (te intensief of extensief)

Van de meeste van deze variabelen zijn er geen landelijk dekkende geo-data beschikbaar, waardoor er op basis van een GIS-analyse geen goede beoordeling mogelijk is van de

geschiktheid van wateren voor rivierdonderpad. Daarom is voor de analyse van de kwaliteit van het leefgebied gebruik gemaakt van de aanwezigheid in hectarehokken binnen watertypen (zie paragraaf 3.4).

3.4 Inschatting benodigd leefgebiedsherstel

Omdat er geen goede landelijk dekkend geo-data beschikbaar zijn om de kwaliteit het leefgebied van rivierdonderpad te beoordelen, is uitgegaan van het voorkomen van de soort in watertypen. Hierbij er een vergelijking gemaakt is tussen de periode 2000-2014 als maat voor de omvang van oorspronkelijke leefgebied en de periode 2015-2024 als maat voor het actuele leefgebied. De aanwezigheid van zwartbekgrondel is ook meegenomen, omdat het voorkomen van deze soort de belangrijkste oorzaak is voor de recente afname van rivierdonderpad (figuur 3.4.1).



Figuur 3.4.1. Trend rivierdonderpad en exotische grondels in de grote rivieren in de periode 1990-2021 (Bron: Kranenbarg et al., 2023).

Actueel voorkomen

Tabel 3.4.1 geeft een overzicht van de historische en actuele waarnemingen van rivierdonderpad. Ook het voorkomen van de zwartbekgrondel is weergegeven.

Tabel 3.4.1. Inschatting aantal hectarehokken met rivierdonderpad in historische (2000-2014) en actuele situatie (2015-2024) in verschillende watertypen en het actuele voorkomen van zwartbekgrondel hierin. *) Kanalen zijn relatief weinig onderzocht. #) In het IJssel- en Markermeer zijn in de periode t/m 2014 zwartbekgrondels gedetermineerd als rivierdonderpad waardoor het beeld enigszins vertekend is.

	grote rivieren	grote kanalen *	IJssel- en Markermeer#	watertype onbepaald	meren en plassen	kleine kanalen	riviertjes en beken	totaal
Rivierdonderpad periode 2000-2014	662	54	711	842	544	367	1082	4262
Rivierdonderpad periode 2015-2024	54	9	19	324	195	182	626	1409
Zwartbekgrondel periode 2015-2024	1901	202	1112	1490	1188	607	618	7118
Afname rivierdonderpad (hectarehokken)	608	45	692	518	349	185	456	2853
Procentuele afname rivierdonderpad	95%	95%	95%	82%	76%	49%	37%	67%

Op basis van tabel 3.4.1 wordt het actuele leefgebied van rivierdonderpad ingeschat op 1400 hectarehokken, waarbij de soort uit ongeveer 2.800 hectarehokken verdwenen is met als belangrijkste oorzaak de toename van zwartbekgrondel (een afname van 67%). Uit de blijkt dat rivierdonderpad nagenoeg verdwenen is uit de Rijkswateren (zie ook figuur 3.4.1). In de kleinere beken en een deel van de regionale wateren heeft rivierdonderpad zich grotendeels gehandhaafd. In de betreffende wateren komt zwartbekgrondel niet of weinig voor. Deze soort lijkt in beeksystemen ook niet verder op te trekken, dan het mondingsgebied. In een deel van de beken wordt rivierdonderpad wel bedreigd door droogval van beektrajecten tijdens droge zomers.

Benodigd herstel voor keren negatieve trend

Gebieden waar zwartbekgrondel wijd verspreid is

Verdringing door de exotische zwartbekgrondel, is de belangrijkste oorzaak voor de achteruitgang van rivierdonderpad. Het gaat om veel duizenden hectares aan voormalig leefgebied in grote rivieren, meren, plassen en andere wateren. Een dergelijke afname in een tijdsbestek van ongeveer tien jaar is ongekend. Er is geen mogelijkheid om de zwartbekgronde te bestrijden. De soort is aangetroffen in meer dan 7.000 hectarehokken, maar is in een veelvoud hiervan aanwezig en hierdoor niet te bestrijden. Op de plaatsen met hoge dichtheden zwartbekgrondel, zullen maatregelen die zich richten op het herstel van rivierdonderpadleefgebied niet effectief zijn omdat dit leefgebied direct wordt ingenomen door zwartbekgrondel (die vermoedelijk ook de eitjes en jongen van rivierdonderpad eet). De conclusie die hieruit voortvloeit is dat het niet mogelijk is om herstelmaatregelen uit te voeren die de negatieve trend van rivierdonderpad helemaal opheft. Mochten de dichtheden van zwartbekgrondel sterk afnemen, waar geen aanwijzingen voor zijn, dan kan rivierdonderpad zich op termijn herstellen vanuit resterende leefgebieden.

Gebieden waar zwartbekgrondel niet voorkomt of beperkt aanwezig is

Verspreid over Nederland zijn ruim 40 leefgebieden van rivierdonderpad te onderscheiden waar in de huidige situatie geen of maar heel beperkt zwartbekgrondel voorkomt. Het gaat met name om beken en andere regionale wateren die relatief geïsoleerd van het hoofdwatersysteem zijn. In sommige van deze gebieden komt rivierdonderpad wijd verspreid voor. In de meeste gebieden is het huidige leefgebied echter beperkt door een gebrek gunstige structuur en stromingsomstandigheden of omdat geschikte leefgebieden niet bereikbaar zijn door de aanwezigheid van barrières. Door hier gerichte herstelmaatregelen (zie paragraaf 3.5) te nemen, kan het leefgebied van rivierdonderpad uitgebreid worden en een verdere afname van de soort voorkomen worden. Voor de uitbreiding en duurzame instandhouding van deze populaties wordt ingeschat dat er verspreid over de verschillende gebieden, in 250 kilometer aan oeverlengte soortspecifieke maatregelen genomen moeten worden.

Het totaal areaal aan te herstellen leefgebied op de plaatsen waar zwartbekgrondel niet of nauwelijks voorkomt, wordt ingeschat op 250 kilometer aan oeverlengte. NHV-ecosystemen, waar deze zich bevinden zijn:

- rivier-, meer- alluviale en oeverecosystemen.

3.5 Mogelijke herstelmaatregelen

Belangrijke herstelmaatregelen voor de rivierdonderpad zijn:

- Herstel van leefgebieden rivierdonderpad in beeksystemen en regionale wateren, waar de soort is afgenomen of in het verleden voorkwam. Betreft herstellen van stromingsomstandigheden en schuilgelegenheid. In genormaliseerde beektrajecten kan dit door het verwijderen van stuwen, hermeandering (versmallen dwarsprofiel) en het aanbrengen van dood hout of plaatselijk stenen. In meren en vaarten kan dit door het aanbieden van structuren bij oevers, bruggen en andere plaatsen waar gunstige stromingsomstandigheden zijn.
- Voorkomen droogval in beeksystemen door verminderen van wateronttrekkingen.
- Relocatie of herintroductie. Mocht de rivierdonderpad niet uit zichzelf terug kunnen keren in voormalige leefgebieden, dan kan relocatie van dieren uit andere delen van het stroomgebied overwogen worden. In beken waar de soort in het verleden helemaal verdwenen is en waar het leefgebied hersteld is, kan herintroductie overwogen worden.

Er is nog relatief weinig ervaring met specifieke herstelmaatregelen voor rivierdonderpad. In een aantal rapporten wordt uitgebreider ingegaan op de uitvoering van herstelmaatregelen voor de rivierdonderpad (Kranenbarg et al. 2023; Kranenbarg, 2024, Vught et al., 2012). De keuze en locaties van maatregelen in een leefgebied betreft maatwerk en dienen op basis van gebiedsanalyse door een soortexpert plaats te vinden.

3.6 Literatuur

- Klein Breteler, J.G.P. & J. Kranenbarg, 2000. Gidssoorten matrix Ecologische Netwerkstudies: Annex vis. Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, Nieuwegein.
- Kessel, van, N, J. Kranenbarg, M. Dorenbosch, A. de Bruin, L.A.J. Nagelkerke, G. van der Velde & R.S.E.W. Leuven, 2013. Mitigatie van effecten van uitheemse grondels: kansen voor natuurvriendelijke oevers en uitgekende kunstwerken. Verslagen Milieukunde 436.
- Kranenbarg, J., J.E. Herder, W.A.M., van Emmerik & M. Groen (red.), 2022. Visatlas van Nederland. Stichting RAVON, Sportvisserij Nederland en Noordboek, Gorredijk.
- Kranenbarg, J., J. Janse, Y. Radstake, R. de Gouw, R. Creemers, M. Groen, T. Stark, T. Schippers & R. ter Harmsel, 2023. Resultaten monitoring Natura 2000-gebieden Gelderland. Kamsalamander, grote modderkruiper, kleine modderkruiper, bittervoorn, beekprik & rivierdonderpad 2018-2022. Projectnr. 2021.116. Stichting RAVON, Nijmegen.
- Kranenbarg, J, W. Beukema, T. Kroon, M. van Santen, J. Janse, Y. Radstake & I. Spruijt, 2024. Resultaten monitoring en adviezen voor leefgebiedherstel in Natura 2000-gebieden Noord-Brabant. Vissen, kamsalamander & drijvende waterweegbree 2019-2024. Rapportnummer 2022.186. RAVON, Nijmegen.
- Vught, I., D. de Charleroy, C. van Liefferinge, J. Auwerx, B. P., D. Hennebel, Y. Ceusters & J. Coeck, 2012. Wetenschappelijke ondersteuning herstelprogramma rivierdonderpad (*Cottus perifretum*) in het Demerbekken Resultaten 2008-2011.

4 Zalm

4.1 Leefgebied en levenswijze

Zalmen planten zich voort en groeien deels op in zoet water. Het andere deel van hun leven, brengen ze door in het noordelijke deel van de Atlantische Oceaan, waar ze volwassen worden. Eenmaal geslachtsrijp trekken ze naar riviermondingen. Zalm staat bekend om zijn homing-gedrag, waarbij de meeste volwassen



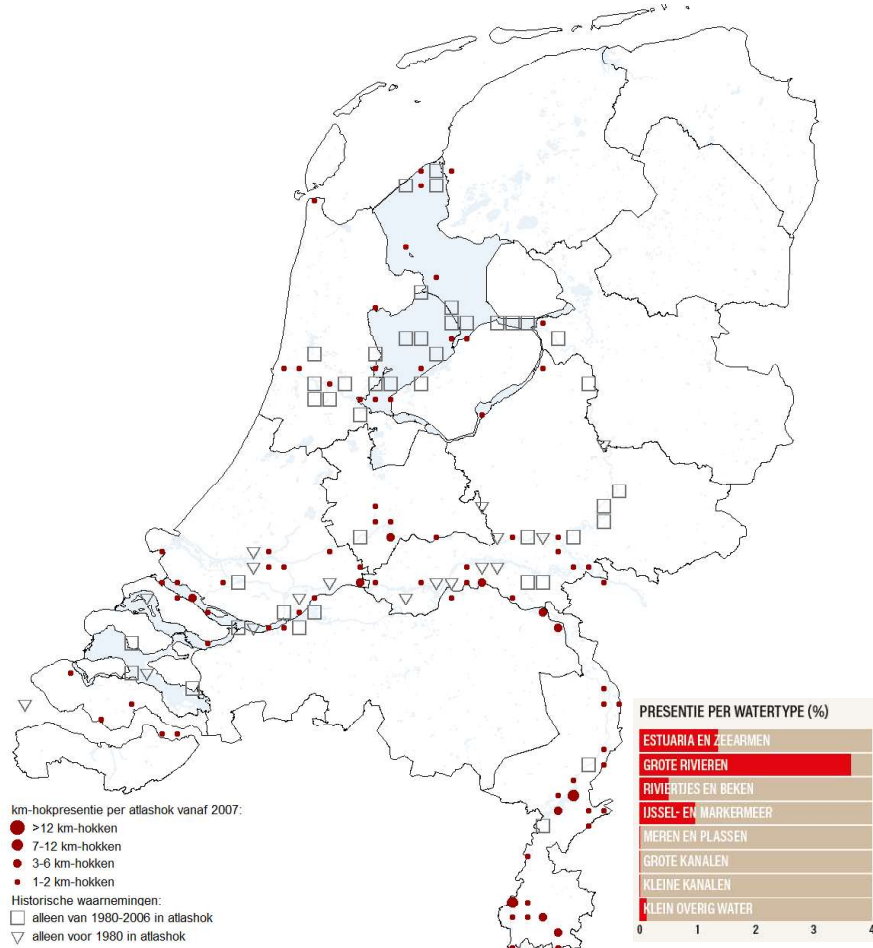
dieren terugzwemmen naar de plaats waar ze geboren zijn. De paaiplaatsen bevinden zich in snelstromende bovenlopen, meestal zijrivieren, met relatief koel water. Ze trekken hier gedurende het hele jaar, met een piek in de zomermaanden, naar toe. De meeste dieren komen in de herfst bij de paaiplaatsen aan. In Midden-Europa begint het paaien rond november en gaat door tot in december. Het vrouwtje maakt een kuil in de kiezelbodem van snelstromende ondiepe rivierdelen. Als de eitjes bevrucht zijn, wordt de kuil door het vrouwtje afgedekt met kiezels. De dieren sterven doorgaans na de paai van uitputting. Een klein deel van de dieren dat nog voldoende reserves over heeft, zwemt terug naar zee. Als de eitjes uitkomen verschuilen de jonge zalmpjes zich tussen de stenen. Na één tot drie jaar transformeren ze tot het aan zout water aangepaste smolt-stadium en laten zich met de stroom mee naar zee voeren om daar verder op te groeien.

De grote Nederlandse rivieren behoren tot de trekroute van zalm op weg naar de paaiplaatsen van zijrivieren in Duitsland, Zwitserland, België en Frankrijk. Voor de Rijn gaat het onder andere om de Sieg, Ahr en Moezel en voor de Maas om de Roer, Berwijn en Ourthe. De soort stierf halverwege de 20^e eeuw uit als gevolg van overbevissing, het normaliseren van rivieren en een slechte waterkwaliteit. Vanaf de jaren 80 verbetert de waterkwaliteit en worden er herintroductieprogramma's gestart. De meeste in het Duitse deel van de Rijn en in beperktere mate ook in de Maas. Hierdoor wordt de soort vanaf de jaren 90 weer meer waargenomen in Nederland. In 1994 wordt weer voor het eerst natuurlijk voortplanting vastgesteld in de Sieg en in de jaren hierna in nog ruim tien andere zijrivieren van de Rijn in Duitsland (Froehlich-Schmitt, 2004). Omdat het voortplantingssucces nog onvoldoende is voor een zichzelf instandhoudende populatie gaan de uitzettingen van enkele miljoenen zalmpjes per jaar door.

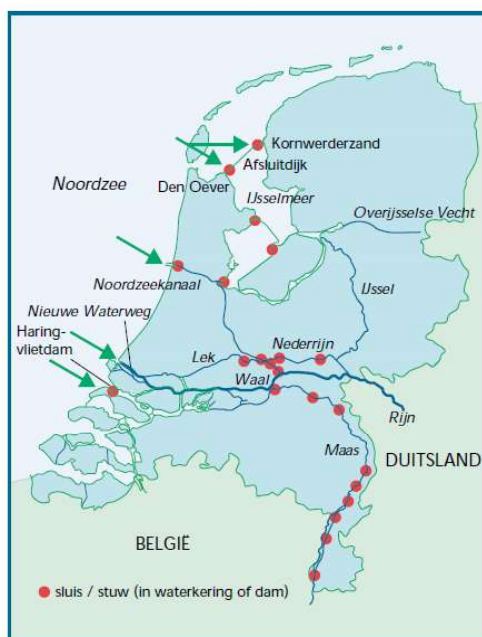
De meeste zalmen in Nederland trekken vanuit de benedenrivieren via de Waal stroomopwaarts, een kleiner deel kiest voor de Maas (Hop 2018). De soort is kwetsbaar voor watervervuiling, overbevissing in riviermondingen, het normaliseren van rivier- en beeksystemen en de aanleg van kunstwerken (dammen, stuwen, waterkrachtcentrales) waardoor migratiebarrières ontstaan en paaiplaatsen verdwijnen. In Nederland heeft de soort vooral last van barrières in de mondingsgebieden van de grote rivieren (Haringvlietdam en Afsluitdijk) en verderop in de grote rivieren (Maas en Nederrijn-Lek). Ook klimaatveranderingen en warmwaterlozingen zijn waarschijnlijk van invloed op de migratiemogelijkheden (bij te hoge watertemperaturen stoppen de dieren met trekken).

4.2 Compleetheid verspreidingsbeeld en monitoring

Omdat de zalm een trekvis is, waarvan de aantallen beperkt zijn, wordt de soort weinig waargenomen. Verspreidingsgegevens (Figuur 4.2.1) geven een onvolledig beeld van de trekroutes in Nederland en knelpunten hierin.



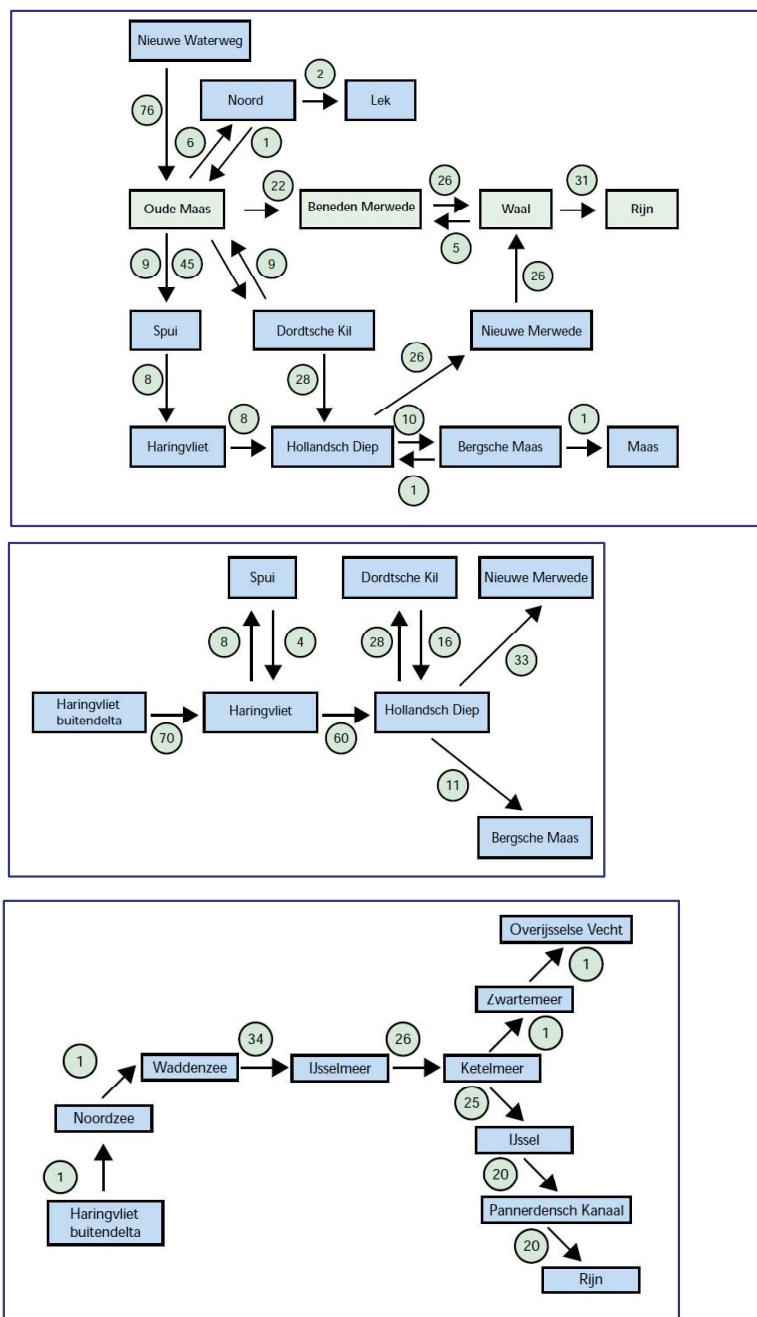
Figuur 4.2.1. Verspreidingsgegevens zalm en presentie per watertype (Kranenbarg et al., 2022).



Om meer zicht te krijgen op de migratieroutes, is in het verleden telemetrisch onderzoek uitgevoerd (Bij de Vaate & Breukelaar, 2001; Hop, 2018). Uit dit onderzoek, waarbij naast zalm ook zeeforel en andere trekvissoorten gevolgd zijn, komt naar voren dat zalmen hoofdzakelijk op drie plaatsen de Nederlandse rivieren opzwemmen: bij de Haringvlietssluisen, via de Nieuwe Waterweg en vanaf de Waddenzee (Figuur 4.2.3). Afhankelijk van de trekroute worden zij in meer of minder mate geconfronteerd met barrières zoals stuwen, sluizen en waterkrachtcentrales (Figuur 4.2.2).

Figuur 4.2.2. Potentiële intrekpunten zalm (groene pijlen) en barrières (rode cirkels). Bron: bij de Vaate & Breukelaar (2001).

Uit de telemetrische onderzoeken komt naar voren dat de meeste zalmen en zeeforellen (die qua bouw en eigenschappen op zalm lijkt), naar Duitsland migreren (Figuur 4.2.3). Met name in het Benedenrivierengebied, waar een groot aantal riviervertakkingen liggen, hebben ze moeite met het vinden van de weg. Van de dieren die een poging doen om de Maas (met zeven stuwen) op te zwemmen, komen de meesten niet ver.



Figuur 4.2.3. Voorbeelden van migratieroutes van zeeforel vanuit de Nieuwe Waterweg (boven), de buitendelta van het Haringvliet (midden) en de Waddenzee (onder) door de Nederlandse rivieren. Pijlen laten de trekrichtingen zien en de cirkels het aantal vissen. Bron: bij de Vaate & Breukelaar (2001).

Voor de monitoring van optrekkende volwassen zalm (en zeeforel) heeft Nederland een specifiek monitoringsprogramma met behulp van op vaste plaatsen opgestelde netten, zogenaamde zalmsteken (van Rijssel, 2025). Van de monitoringslocaties in verschillende riviertrajecten wordt voor de landelijke trend de locatie in de Waal als de meest

representatief beschouwd. Dit omdat het overgrote deel van de trekkende zalmen in Nederland via de Waal migreert en omdat er bij de zalmsteeklocaties in de andere riviertrajecten trendbreuken in de reeksen zijn (van Rijssel et al., 2025). Na een aanvankelijke toename vanaf het begin van de metingen in 1997, laten de monitoringsgegevens een sterke afname vanaf 2010 zien.

In het Duitse stroomgebied van de Rijn wordt zalm eveneens op verschillende plaatsen gemonitord. Hierbij wordt zowel gekeken naar stroomopwaarts trekkende zalmen als het reproductiesucces in de zijrivieren waar de soort paait. Ook uit de Duitse metingen blijkt dat het aantal optrekkende zalmen is afgenomen.

4.3 Overzicht leefgebiedparameters en digitale beschikbaarheid

Omdat de zalm de Nederlandse rivieren uitsluitend als trekroute gebruikt, wordt hieronder alleen ingegaan op de parameters die de trekmogelijkheden voor de soort bepalen. De belangrijkste zijn:

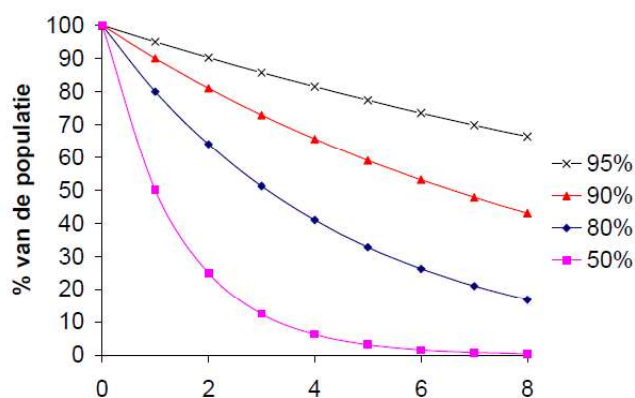
1. Een intacte zout-zout overgang en vrij optrekbare rivierloop. Bij barrières dienen goed passeerbare vismigratievoorzieningen aanwezig zijn.
2. Een natuurlijk afvoer- en watertemperatuur verloop (verstoorde afvoerpatronen en te hoge watertemperaturen in de trekperiode, verstoren de op- en doortrek van volwassen zalmen).
3. De aanwezigheid van rustmogelijkheden op de trekroute (bij veel scheepvaart en/of een lage afvoer kan het aantal rustplaatsen beperkt zijn).

Optrekbaarheid

Met betrekking tot de eerste parameter is er een goed beeld van de verschillende kunstwerken in Nederland en hier zijn ook geo-data van beschikbaar. Bij de meeste barrières zijn vismigratievoorzieningen aangelegd of wordt door aanpassingen (spuibeheer Haringvliet), gepoogd om de intrekmogelijkheden te verbeteren. Er is echter geen geo-informatie over de passerbaarheid van de verschillende kunstwerken en vismigratievoorzieningen voor zalm. Waterstromingen spelen een belangrijke rol bij de oriëntatie en zwemrichting van vissen. Onderzoeken laten zien dat de stromingscondities rond de monding van de vistrap essentieel zijn voor het goed leiden van de vis naar de vistrap (Kranenbarg & Kemper, 2006). Veel van de vismigratievoorzieningen blijken beperkt te functioneren ten opzichte van een riviertraject zonder barrière(s). Dit komt o.a. doordat het voor trekvis als zalm, lastig is om de opening van een vistrap te vinden. Bijvoorbeeld als gevolg van het water dat over een naastgelegen stuw valt (vaak is dit veel meer dan de afvoer door de vistrap). Aan de hand van de telemetriegegevens uit het project “onderzoek vistrap stuwcomplex Sambeek door zalm en zeeforel” (Breukelaar & Bij de Vaate, 2001) is voor de vistrap van Sambeek voor het najaar van 2001 onderzocht hoe lang zalmen en zeeforellen die benedenstrooms van de stuw aankwamen erover deden om de vistrap op te trekken (Kranenbarg et al., 2004). Hier bleken grote verschillen in te zitten. Tien van de zestien vissen (62,5%) zwom binnen 24 uur na aankomst de vistrap in. Bij vier vissen (25%) duurde dit 24-62 uur. Twee vissen (12,5%) maakten na geruime tijd rechtsomkeer en zwommen stroomafwaarts. Bij een opeenvolging van stuwen met vistrappen die niet goed werken, komt een groot deel van de optrekkende dieren niet aan. Als er bijvoorbeeld acht vistrappen met een doortrekefficiëntie van 80% zijn, dan bereikt maar 20% van de zalmen het paaigebied. Bij een efficiëntie van 50%, bereiken nauwelijks dieren het paaigebied (Figuur 4.3.1).

Ook bij stuwen en waterkrachtcentrales is er sprake van verlies van stroomafwaarts trekkende smolts (Kemper et al, 2010). Bij de stuw van Linne werd voor de zalmsmolts die via waterkrachtcentrale stroomafwaarts migreerden een sterfte van 32% berekend, bij de dieren die via de stuw migreerden ging het om 8%.

Figuur 4.3.1. Voorbeeldberekening van aantal stroomopwaarts trekkende zalmen dat de paaigebieden bereikt in relatie tot het aantal stuwen met een vismigratievoorziening (x-as) bij doortrekefficiënties per voorziening van 95%, 90%, 80% en 50%. Dit voorbeeld geldt ook voor smolts die naar zee trekken en hierbij WKC's en stuwen moeten passeren.



Natuurlijkheid afvoer- en watertemperatuurverloop en aanwezigheid rustplaatsen

Van zowel de Maas als de Rijn is goed bekend hoe het afvoer- en watertemperatuurverloop zich verhoudt tot de natuurlijke situatie (bij de Maas, Nederrijn-Lek, IJsselmeer-Waddenzee en Haringvliet) is deze sterk veranderd als gevolg van stuwen en dammen). Ook is op basis van vaste temperatuurmeetpunten bekend hoe het temperatuurverloop van de Rijn en Maas door het jaar heen is. De watertemperaturen tijdens de trekperiode van zalm, blijken in de loop van de 20^e eeuw sterk gestegen door de combinatie van lozingen van koelwater en de stijging van de luchttemperatuur. Ten opzichte van 1910 is het aantal dagen met een watertemperatuur hoger dan 20 °C in de Rijn en Maas vanaf 1990 ongeveer verdrievoudigd tot ongeveer 90 dagen per jaar en de temperatuur komt regelmatig boven de 25°C (CLO, 2020). Dit kan bij lagere afvoeren problematisch zijn voor een koudeminnende soort als de zalm. Bij te hoge watertemperaturen stoppen de dieren met trekken. Als warme perioden te lang aanhouden, zal dit een negatief effect hebben op het aantal zalmen dat de paaigebieden bereikt.

Met name tijdens warme perioden, hebben de optrekkende zalmen behoefte aan diepere koele plaatsen, om te kunnen rusten en schuilen. De aanwezigheid van dit soort plaatsen kan in beeld gebracht worden op basis van diepteprofielgegevens in de Nederlandse riviertakken en door hier watertemperatuurloggers te plaatsen. Zo kan in beeld gebracht worden of de watertemperaturen tijdens warme perioden niet te hoog worden voor zalm.

4.4 Inschatting benodigd leefgebiedsherstel

Actueel voorkomen

In van Rijssel et al. (2024) wordt op basis van telemetrisch onderzoek en telgegevens van zalmen de huidige populatieomvang van terugkerende zalm voor de Rijn ingeschat op 378-798 individuen (dit zouden er volgens de auteurs minimaal 2.000 moeten zijn). Hierbij wordt ingeschat dat het verlies aan optrekkende volwassen zalmen en stroomafwaarts trekkende zalmsmolts in het Nederlandse deel van de Rijn, inclusief de kustzone, ongeveer 70% bedraagt. In het deel stroomopwaarts van Nederland treedt een vergelijkbaar verlies op. Op open zee wordt het verlies aan zalm ingeschat op ongeveer 30-40%. Het gaat hierbij

om een combinatie van natuurlijke sterfte en mortaliteit als gevolg van antropogene factoren (visserij, zalmen die verdwalen, sterfte bij waterkrachtcentrales).

Benodigd herstel voor keren negatieve trend

Voor het Rijnstroomgebied wordt uitgegaan van een populatieomvang van tenminste 10.000 volwassen individuen voor een gezonde populatie, het huidige verspreidingsgebied wordt hiervoor voldoende geacht (Kuijters et al., 2024). Van Rijssel et al. (2024) geven aan dat er minimaal 2.000 volwassen soorten dienen terug ter keren in te paaigebieden, om te kunnen spreken van een duurzame populatie. Om dit te bereiken, dienen antropogene invloeden op de trekroutes verminder te worden en het paai- en opgroeisucces in de zijrivieren vergroot te worden. Omdat Nederland uitsluitend tot het doortrekgebied behoort, dienen de maatregelen zich te richten op het vergroten van het percentage zalmen dat stroomop- en stroomafwaarts trekt door ons land.

Voor het te herstellen leefgebied wordt het volgende ingeschat:

- **Bij iedere dam of stuw op de migratieroute kan minimaal 90% van de trekkende dieren binnen afzienbare tijd (1 dag) stroomop- (volwassen zalm) of afwaarts trekken (zalmsmolts).**
- **Sterfte door visserij nabij stuwen en dammen wordt voorkomen door hier op te handhaven en ruime visserijvrije zones in te richten.**
- **Om de 20 kilometer rivier op de trekroute dient minimaal een diepere schuilplaats beschikbaar te zijn, waar stroomopwaarts trekkende zalmen kunnen rusten.**
- **Als de watertemperatuur in de zomer boven de 24°C dreigt te stijgen, worden maatregelen genomen die het lozen van koelwater tot een minimum beperken. In de Grensmaas is het behouden van voldoende afvoer een aandachtspunt.**

NHV-ecosystemen, waar deze zich bevinden zijn:

- **rivier-, meer- alluviale en oeverecosystemen.**

4.5 Mogelijke herstelmaatregelen

Belangrijke herstelmaatregelen voor de zalm in Nederland zijn:

- Vergroten migratie-efficiëntie voor zalm bij stuwen en dammen (zie Figuur 4.2.2) door het doen van aanpassingen, het aanleggen van nieuwe migratievoorzieningen of verwijderen van stuwen of dammen. Momenteel functioneren veel vismigratievoorzieningen (nog) onvoldoende om zalmen snel, zonder verstoring, stroomop- (volwassen zalm) of stroomafwaarts (zalmsmolts) te laten zwemmen. De effectiviteit voor migrerende vissen, zal sterk moeten verbeteren. In het Rijnsysteem zijn de belangrijkste locaties de Haringvlietdam en de Afsluitdijk. Hiernaast zijn er stuwen in de Nederrijn-Lek, waar ook een WKC (waterkrachtcentrale) gesitueerd is. Voor het Nederlandse deel van de Maas gaat het om zeven stuwen, bij een deel ervan is een WKC aanwezig. Uit verschillende onderzoeken is gebleken dat, met name in de Maas, de huidige vismigratievoorzieningen niet goed functioneren. Bijvoorbeeld doordat de lokstroom onvoldoende aansluit bij het water dat over de stuw valt. Hiervoor is aanpassing/vervanging van de betreffende vistrappen noodzakelijk. Bij het vervangen van verouderde stuwen dient bij voorkeur gekozen te worden voor een

stuwtypen waarbij de sterfte onder via de stuw migrerende smolts zo beperkt mogelijk is en waarbij de waterstroom over de stuw aansluit bij de monding van de vistrap. Waterkrachtcentrales (WKC's), dienen rekening te houden met de stroomafwaartse migratie van de smolts, door in de migratieperiode de waterafvoer via de WKC's te beperken.

- Sterfte door visserij beperken. Bij visserij door beroeps- en sportvisseren worden zowel volwassen zalm als zalmsmolts gevangen als bijvangst (en soms bewust, dit valt onder stroperij). Deze sterfte dient zoveel mogelijk beperkt te worden, door visserij op belangrijke migratiepunten (nabij barrières) en langs de kust (met staand water) te voorkomen (visserijvrije zones) en hier op te handhaven.
- Zorgen voor voldoende schuilplaatsen voor optrekkende zalmen. Het is belangrijk dat er voldoende diepere schuilplaatsen zijn, waar de dieren tijdens hun stroomopwaartse trek kunnen rusten. Met name bij hoge watertemperaturen als de dieren stoppen met trekken, vaak bij lagere afvoeren, is dit van belang. Uit zenderonderzoek naar zeeforel (qua bouw en gedrag vergelijkbaar met zalm), blijkt dat de dieren gemiddeld ongeveer 20 kilometer per dag zwemmen (Bij de Vaate & Breukelaar, 2001). Hiervan uitgaand dient er per 20 kilometer rivier op de trekroute een diepere schuilplaats beschikbaar te zijn.
- Beperken te hoge watertemperaturen tijdens trekperiode. In warme periode met lage afvoeren kan de temperatuur van het rivierwater snel stijgen. In gematigde streken is een temperatuur van 23°C de bovengrens (De Laak, 2007). Bij de Vaate & Breukelaar (2001), constateerden dat zeeforel bij 20°C stopt met stroomopwaartse migratie. Als de watertemperatuur een waarde van 24°C dreigt te bereiken, dient het lozen van koelwater tot een minimum beperkt te worden.

4.6 Literatuur

- Bij de Vaate, A. & A.W. Breukelaar (eds.), 2001. De migratie van zeeforel in Nederland. Rapport nr. 2001.046 ISBN 9036954037. Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer & Afvalwaterbehandeling, Lelystad.
- CLO, 2020. Temperatuur oppervlaktewater, 1910 - 2019 (indicator 0566, versie 05, 22 december 2020), www.clo.nl.
- Froehlich-Schmitt, B., 2004. Rijn Zalm 2020. Internationale Commissie ter Bescherming van de Rijn (ICBR), Koblenz.
- Hop, J. 2018. Analyse detectiegegevens salmoniden 2011- 2016. ATKB, rapportnummer 20170122.
- Jansen, H.M., H.V. Winter, I. Tulp, T. Bult, R. Van Hal, J. Bosveld & R. Vonk, 2008. Bijvangst van salmoniden en overige trekvis vanuit een populatieperspectief. Wageningen IMARES, Rapport C039/08.
- Kemper J. H., I.L.Y Spierts & H. Vis, 2010. Sterfte van migrerende zalm-smolts bij de stuw en waterkrachtcentrale Linne. VisAdvies BV, Nieuwegein. Projectnummer VA2010_18.
- Kranenbarg, J., André Breukelaar & Sjaak Vonk, 2004. Potentiële beheersmaatregelen voor een efficiëntere vismigratie bij kunstwerken in Rijkswateren. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Lelystad.
- Kranenbarg, J. & J. Kemper, 2006. Efficiëntere vismigratie bij vistrappen. Onderzoek op vismigratie gericht stuwbeheer in de Maas bij Sambeek. WL|Delft Hydraulics.

- Kranenbarg, J., J.E. Herder, W.A.M., van Emmerik & M. Groen (red.), 2022. Visatlas van Nederland. Stichting RAVON, Sportvisserij Nederland en Noordboek, Gorredijk.
- Kuiters, A.T., R.J. Bijlsma, J.A.M. Janssen & A.M. Schmidt, 2024. Geactualiseerde gunstige referentiewaarden voor populatieomvang en verspreiding van soorten van Bijlage II van de Habitatrichtlijn. Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOT-technical report 269.
- De Laak, G. 2007. Kennisdocument Atlantische zalm, *Salmo salar* (Linnaeus, 1758). Sportvisserij Nederland.
- Rijssel, van., J. C. A. W. Breukelaar, J. J. de Leeuw, M. E. B. van Puijenbroek, K. Schilder, A. Schrimpf, F. T. Vriese & H. V. Winter, 2024. Reintroducing Atlantic salmon in the river Rhine for decades: Why did it not result in the return of a viable population?
- Rijssel, van, J. C., Sandig, A. & J. J. de Leeuw, 2025. Vismonitoring Rijkswateren t/m 2024: Deel 1, Toestand en trends. (Wageningen Marine Research rapport; No. Co97/25), (RWS rapport; No. nr: BM 25.28). Wageningen Marine Research.

5 Kamsalamander

5.1 Leefgebied en levenswijze

Kamsalamanders komen voor in bosrijke gebieden en kleinschalige cultuurlandschappen waar houtwallen en struweel aanwezig zijn. Ook komen ze relatief veel voor langs de grote rivieren, in beekdalen en op landgoederen.



Als voortplantingswateren gebruikt de

kamsalamander op de zandgronden en beekdalen poelen, vijvers, matig voedselrijke (zwakgebufferde) vennen en leemputten; in het rivierengebied worden laag dynamische wateren (strangen, kleiputten en kolken) gebruikt. Bij voorkeur is het water relatief diep, stilstaand, geïsoleerd, visvrij, en zijn er zowel dichte watervegetaties om te schuilen en eieren in af te zetten als open plekken voor de balts en 'paring'. In de landfase bevinden kamsalamanders zich verscholen onder stenen, hout, bladafval, of in hopen in de grond, bijvoorbeeld onder wortels, of gegraven door kleine zoogdieren. Op dit soort plekken overwinteren de dieren ook.

Met name in de tweede helft van de 20e eeuw is het leefgebied van de kamsalamander aangetast, waardoor de verspreiding met circa 38% is afgenomen in vergelijking met de periode voor 1950 (Creemers et al., 2023). In 2021 is de aanwezigheid van de soort in de provincie Utrecht onderzocht (Gilbert & Janse, 2022). Hierbij werd de soort in 30% van de 65 onderzochte leefgebieden niet meer aangetroffen en in ruim 90% staan de populaties er niet goed voor. Hoewel de situatie in sommige andere delen van Nederland niet zo slecht is als in Utrecht, bevinden zich ook hier veel leefgebieden in een slechte staat. Opvallend vaak zijn populaties van deze soort tegenwoordig afhankelijk van slechts één of enkele voortplantingswateren.

Met name de schaalvergroting en intensivering van de landbouw hebben geleid tot het verdwijnen van kleinschalig, bosrijk landschap met houtwallen, struweel en poelen waarin kamsalamanders leven. Ook zijn er voortplantingsplekken verdwenen door verdroging, demping of achterstallig onderhoud van poelen. Deze processen resulteren in een verbrokkelde verspreiding, hetgeen de uitwisseling tussen (deel)populaties sterk bemoeilijkt. Hiernaast is de soort gevoelig voor de salamanderschimmel *Bsal* (*Batrachochytrium salamandrivorans*).

Vanaf februari, in zachte winters soms al in januari, trekken de dieren naar de voortplantingswateren. De eieren worden vanaf maart afgezet en dit kan afhankelijk van de omstandigheden doorgaan tot in het najaar (tijdens lange droge perioden). Doorgaans worden de meeste eieren in de periode maart-mei afgezet, waarbij de larven vanaf april worden aangetroffen. Afhankelijk van het voortplantingsmoment metamorfoserende ze tussen juli en november. Volwassen kamsalamanders kunnen zich al vanaf juni weer op het land begeven, de jonge dieren komen gemiddeld in september aan land. Ongeveer vanaf november worden de winterverblijfplaatsen opgezocht.

Het leefgebied bestaat uit een voortplantingswater waar paring en eiafzet plaatsvinden en waar de larven opgroeien. In de directe omgeving (ca. 500 m rond het voortplantingswater) is voldoende landhabitat aanwezig. Een volwassen kamsalamander legt gemiddeld maximaal 250 m af vanaf het voortplantingswater maar afstanden tot >1000 meter zijn ook mogelijk (Kuijters et al. 2024; zie ook paragraaf 5.4).

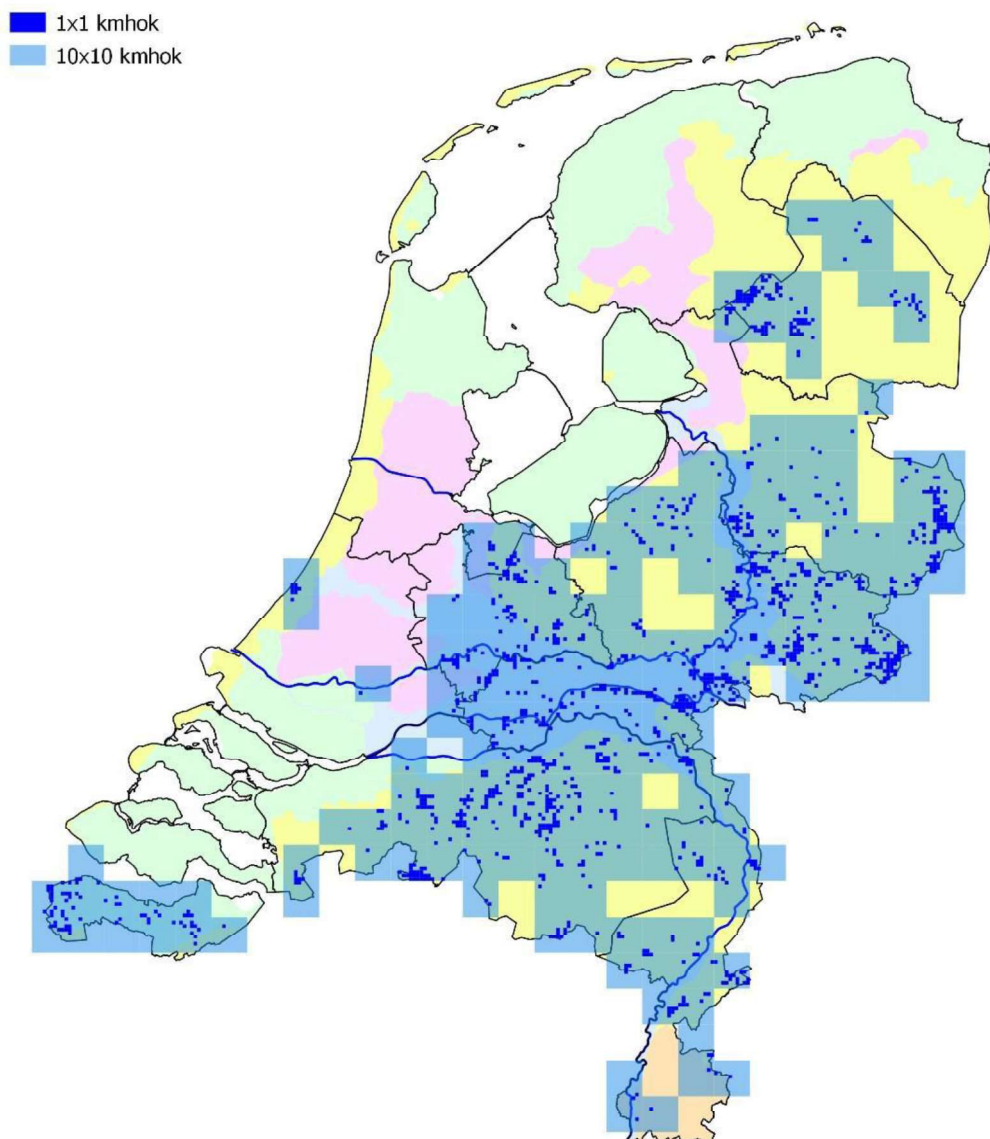
5.2 Compleetheid verspreidingsbeeld en monitoring

Er is een goed beeld van de verspreiding van de soort in Nederland (Figuur 5.2.1). In het NEM Meetprogramma Amfibieën zijn er vanuit het onderdeel verspreidingsonderzoek uit vrijwel het hele leefgebied waarnemingen. Daarnaast worden binnen het NEM Meetprogramma Amfibieën voor het onderdeel aantalsmonitoring in ongeveer 230 wateren kamsalamanders geteld.

De soort is in ruim 40 Natura 2000-gebieden aangewezen als doelsoort. Inmiddels worden 29 van deze gebieden gemonitord in opdracht van de provincies Noord-Brabant, Gelderland, Utrecht, Zuid-Holland, Overijssel. Het gaat om 242 kilometerhokken en hierbinnen betreft het 900 meettrajecten. Ook in Zeeland wordt de soort gemonitord.

Kamsalamander

Verspreiding voor periode 2013 - 2022



Figuur 5.2.1. Verspreidingsgegevens kamsalamander. (Bron: Timmerman et al., 2024).

5.3 Overzicht leefgebiedparameters en digitale beschikbaarheid

Op landschapsniveau zijn de volgende leefgebiedparameters leidend:

- Grootte van leefgebied
- Overstromingskans (in uiterwaarden grote rivieren)
- Beschikbaar voortplantingswateren, en onderlinge afstanden tussen de wateren
- Afstand tussen water- en landhabitat
- Aanwezigheid van bos als landhabitat
- Aanwezigheid van barrières in de vorm van kanalen
- Aanwezigheid van barrières in de vorm van wegen
- Aanwezigheid van vis in voortplantingswateren

Deze parameters zijn beschikbaar als digitale kaartlagen en worden door RAVON in een GIS-model gebruikt om per populatie te evalueren in hoeverre instandhouding geborgd is. Het model beoordeelt daarbij of essentiële 'landschappelijke ingrediënten' aanwezig zijn die de duurzaamheid van een populatie ondersteunen, en of barrières het leefgebied versnipperen.

Op lokaal niveau kan de kwaliteit van kamsalamander-leefgebied beoordeeld worden middels een Habitat Suitability Index (HSI). In het kader van Natura 2000-monitoring en NEM-aantalsmonitoring voert RAVON een habitatgeschiktheidsanalyse uit. Belangrijke habitatparameters waarmee RAVON in het veld de geschiktheid van voortplantingswateren en de omgeving voor kamsalamander bepaalt, zijn:

- Kans op droogvallen
- Doorzicht
- Dikte sliblaag
- Mate van beschaduwing
- Bedekking met waterplanten (% helofyten, % submerse vegetatie, % alg./flab, % drijfblad, % kroos)
- Aanwezigheid van vis en/of exotische zoetwaterkreeften
- Kwaliteit landhabitat

5.4 Inschatting benodigd leefgebiedsherstel

Voor de analyses is gebruik gemaakt van de verspreidingsgegevens in de NDFF uit de periode 2015-2025. Deze gegevens geven een representatief beeld van de actuele verspreiding. Om bezet leefgebied in kaart te brengen en de oppervlakte van het nog te realiseren leefgebied te bepalen, is gebruikgemaakt van een ruimtelijk (GIS-)model.

Voor een accurate berekening is per populatie onder andere informatie nodig over de kwaliteit van het leefgebied, inclusief beschikbaarheid van soortspecifieke habitatvereisten. Dit detailniveau valt echter buiten de reikwijdte van de onderhavige opdracht. Er is daarom gekozen om de oppervlakte beschermd natuurgebied binnen de dispersieafstand (bewegingsafstand) van een populatie te gebruiken als een benadering voor bezet leefgebied.

Deze werkwijze brengt twee belangrijke kanttekeningen met zich mee. Ten eerste wordt in de berekening geen onderscheid gemaakt tussen verschillende habitattypen. Oppervlakte van habitattypen die ongeschikt zijn voor de kamsalamander, maar zich wel binnen beschermd gebied en binnen de dispersieafstand van een populatie bevinden, wordt

meegerekend. Ten tweede is de dispersieafstand sterk locatieafhankelijk. De kans dat een individu uit een kleine, geïsoleerde populatie in agrarisch of stedelijk gebied relatief grote afstanden aflegt, is aanzienlijk kleiner dan bij een individu uit een duurzame populatie in natuurgebied.

Dit betekent dat de berekende oppervlakten een onderschatting vormen van de werkelijke oppervlakte leefgebied die nog gerealiseerd moet worden. Het modelmatig berekend bezet leefgebied daalt immers al als niet-geschikte habitattypes binnen een dispersieafstand uitgesloten worden van analyse. Om onzekerheid in de berekeningen te ondervangen is gekozen om twee dispersiescenario's uit te werken.

Het eerste scenario gaat uit van een relatief korte dispersieafstand (*realistische dispersieafstand*), die op basis van onderzoek en daaruit afgeleide richtlijnen als reëel wordt beschouwd binnen het vaak gefragmenteerde Nederlandse natuurlandschap. Indien nodig wordt expert judgement toegepast om de afstand scherper te definiëren.

Het tweede scenario gaat uit van een relatief grote dispersieafstand (*maximale dispersieafstand*), gebaseerd op literatuuronderzoek. Deze afstand is voor de betreffende soort gerapporteerd in de wetenschappelijke literatuur, maar is veelal gebaseerd op buitenlands onderzoek in minder gefragmenteerde landschappen en daardoor niet zonder meer toepasbaar op de Nederlandse situatie.

Totdat een definitieve en nauwkeurige berekening van het te realiseren en te herstellen leefgebied beschikbaar is, dient de op basis van scenario 1 (*realistische dispersieafstand*) berekende oppervlakte als uitgangspunt te worden gehanteerd.

Kader dispersieafstand

Diverse Nederlandse en Europese onderzoeken naar effect van natuurherstelmaatregelen op kamsalamander laten zien dat nieuwe voortplantingswateren op afstanden van 400 - 700 meter gekoloniseerd kunnen worden (Baker, 1999; Oldham et al., 2000; van der Sluis & Bugter, 2000; Joly et al., 2001; Gustafson et al., 2011). Langere dispersieafstanden, tot boven de 1000m, zijn incidenteel gerapporteerd maar betreffen dispersie op lange termijn binnen een mozaïek van voortplantingswateren en geschikt landhabitat, omzwervingen van juveniele kamsalamanders, of migratie door ongeschikt agrarisch landschap naar de dichtstbijzijnde landhabitat (Stoefer & Schneeweiß, 2001; Kupfer, 1998; Kupfer & Kneitz, 2000). RAVON houdt een afstand van 400m tussen voortplantingswateren aan als richtlijn voor optimaal functioneel leefgebied (Struijk & van Delft, 2021).

Op basis hiervan is in het onderhavige onderzoek gekozen om populaties af te bakenen middels een *realistische dispersieafstand* van 400m, en een *maximale dispersieafstand* van 700m.

Actueel voorkomen

Kamsalamanders zijn in de periode 2015-2025 aangetroffen in 2489 hectarehokken, verspreid over 921 kilometerhokken. Eenmalige, geïsoleerde waarnemingen, die niet binnen de beschouwde dispersieafstand van andere waarnemingen liggen, zijn uitgesloten van deze berekening. Het beperkte verschil tussen aantal bezette hectarehokken en kilometerhokken geeft aan dat de soort binnen een kilometerhok vaak op (nog) maar enkele plekken voorkomt (zie bv. Timmerman et al., 2024 voor een detailanalyse in provincie Utrecht). Op basis van een dispersieafstand van 400m kunnen 442 populaties onderscheiden worden en beslaat het huidige leefgebied ongeveer 257km² (tabel 5.4.1). Tabel 5.4.1 geeft per dispersie-scenario een overzicht weer van het aantal onderscheiden populaties en gerelateerde statistieken.

Tabel 5.4.1 Aantal afgebakende populaties kamsalamander per beschouwde dispersieafstand, en gerelateerde statistieken. Een duurzame populatie dient minimaal 100 hectare leefgebied tot beschikking te hebben. Oppervlakte beschermd gebied wordt hier als benadering gebruikt voor leefgebied, maar omvat ook niet-geschikte habitats. Het minimaal nog te realiseren leefgebied betreft dus een onderschatting van de werkelijke oppervlakte.

Dispersieafstand	Realistisch (400m)	Maximaal (700m)
Aantal afgebakende populaties	442	318
Oppervlakte beschermd gebied binnen dispersieafstand	257km ²	460,7km ²
Aantal populaties met meer dan 100ha beschermd gebied binnen dispersieafstand (% van totaal)	64 (14,48%)	138 (43,40%)
Aantal populaties met minder dan 100ha beschermd gebied binnen dispersieafstand (% van totaal)	378 (85,52%)	180 (56,60%)
Beschermd gebied binnen dispersieafstand van overige populaties	121,34km ²	74,51km ²
Minimaal nog te realiseren leefgebied (verschil tussen benodigde oppervlakte en oppervlakte beschermd gebied binnen dispersieafstand van overige populaties)	256,66km ²	105,49km ²

Benodigd herstel voor keren negatieve trend

Voor een duurzame populatie wordt aangenomen dat het leefgebied een minimale oppervlakte van 100 hectare moet behelzen. Dit leefgebied moet bestaan uit zowel voldoende als kwalitatief geschikt land- en waterhabitat. Onder de aanname dat niet-beschermd gebied, zoals agrarisch gebied of stedelijk groen, geen hoogkwalitatief leefgebied vormt voor de kamsalamander, kunnen binnen het realistisch dispersiescenario slechts 64 van de 442 populaties (14,48%) als duurzaam worden geclassificeerd – en dan alleen als blijkt dat de 100 hectare daadwerkelijk uit geschikt leefgebied bestaat. De 378 overige populaties hebben samen beschikking over 121,34km² beschermd gebied. In het realistische dispersiescenario bedraagt het absolute minimale nog te realiseren leefgebied dus 256,66 km². Deze waarde volgt uit het verschil tussen de benodigde oppervlakte van 378 km² voor de 378 overige populaties, en de huidige oppervlakte beschermd gebied binnen dispersieafstand van deze populaties (121,34 km²). Deze oppervlaktes betreffen tentatieve waarden; voor een definitieve, accurate berekening dient per populatie informatie over de kwaliteit van het leefgebied, inclusief beschikbaarheid van soortspecifieke habitatvereisten, meegewogen te worden in modelberekeningen.

Het totaal areaal aan te herstellen leefgebied binnen Nederland* wordt ingeschat op 257 km². NHV-ecosystemen, waar de te herstellen leefgebieden zich bevinden, zijn:

- **Wetlandecosystemen (aan de kust en in het binnenland)**
- **Graslandecosystemen**
- **Rivier-, meer- alluviale en oeverecosystemen**
- **Bos- en boslandecosystemen**
- **Steppe-, heide- en struikecosystemen**

**)Toekomstige berekeningen over de kwaliteit en omvang van leefgebied op populatieniveau vraagt om het karteren en/of ontsluiten van gebiedsinformatie over soortspecifieke habitatvereisten.*

5.5 Mogelijke herstelmaatregelen

De kamsalamander is sterk afgenomen door de aantasting, vernietiging en isolatie van leefgebieden. In agrarisch gebied heeft de soort te lijden gehad van schaalvergroting en intensivering van de landbouw. Op veel plekken ontbreekt de benodigde kleinschaligheid van het landschap, met kenmerkende houtwallen, struweel en schuilplaatsen bijvoorbeeld onder stenen of stukken hout. Hiernaast spelen versturende factoren zoals verdroging, vervuiling, verkeerd beheer (zoals te intensief schonen van wateren) en de aanwezigheid van invasieve exoten (uitheemse rivierkreeften, zonnebaars, Italiaanse kamsalamander en amfibieënziekten waaronder Bsal). Belangrijke herstelmaatregelen voor de kamsalamander zijn:

- Terugbrengen van kleinschalig landschap, herstel van zowel voortplantings- als landbiotoop.
- Herstellen van oorspronkelijke grondwaterstanden en kwelsituaties, vermindering van waterwinning, verhogen van grondwaterstanden (freatisch deel), verminderen van waterafvoer, natuurlijker peilbeheer buiten poldersystemen toepassen.
- Meer vochtig landhabitat creëren door de aanleg van meer kleine bosschages en struwelen
- Verbeteren verbinding tussen leefgebieden door aanleggen van nieuwe poelen in potentieel leefgebied (daar waar plekken verdwenen zijn of waar ‘gaten’ in het netwerk van voortplantingsplekken aan te wijzen zijn); barrières wegnemen of passeerbaar maken (faunapassages), corridors aanleggen.
- Afstemmen van beheer water- en landhabitat op eisen van kamsalamanders, gefaseerd schonen (in de juiste periode), ook aandacht hebben voor beheer van bosschages en schuil-/overwinterplaatsen rond voortplantingswater; uitvoeren op plekken waar populaties bekend zijn.
- Menselijke toegang tot voortplantingswater vanuit bebouwd gebied inperken door bijv. hekken, bosschages of andere barrières te plaatsen (verminderd de kans op introductie vissen, invasieve waterplanten e.d.).
- Geïsoleerde poelen visvrij maken (afvangen d.m.v. elektrovisserij of zegen, of tijdelijk droogleggen, indien mogelijk), eventueel toegang tot wateren beperken.
- Wateren die frequent risico lopen te inunderen door sloten of beken beschermen (vis intreding) door middel van een lage ringdijk om het voortplantingswater aan te leggen.
- Kolonisatie van voortplantingswater door kreeften inperken, kreeften (plaatselijk) bestrijden. In gebieden met kreeften wateren aanleggen die periodiek droogvallen en waardoor de kreeftendichtheid in deze poelen laag blijft en kamsalamanders een kans houden.
- Voorkomen van hybridisatie met exotische kamsalamandersoorten en bestrijding van deze exoten.
- Educatie over amfibieziekten naar publiek toe, zodat mensen zich bewust worden van risico's en ecologen en beheerders hygiënisch werken. Toegang tot kamsalamanderpopulaties beperken, zodat verspreiding via mensen minder makkelijk voorkomt.

In verschillende rapporten wordt uitgebreider ingegaan op de uitvoering van herstelmaatregelen voor de kamsalamander (BIJ12, 2017; Struijk & van Delft, 2021; Gilbert & Janse, 2022; Kranenbarg et al., 2025). De keuze en locaties van maatregelen in een leefgebied betreft maatwerk en dienen op basis van gebiedsanalyse door een soortexpert plaats te vinden.

5.6 Literatuur

- Baker, J.M., 1999. Abundance and survival rates of great crested newts (*Triturus cristatus*) at a pond in central England monitoring individuals. *Herpetological Journal*, 9(1): 1-8.
- BLJ12, 2017. Kennisdocument Kamsalamander, versie 1.0.
- Creemers, R.C.M., J.J.C.W. van Delft & J.E. Herder, 2023. Basisrapport Rode Lijsten Amfibieën en Reptielen volgens Nederlandse en IUCN-criteria. RAVON Rapport 2021.043
- Gilbert, M. & J. Janse, 2022. Instandhouding kamsalamander provincie Utrecht. Maatregelen voor beheer en herstel. Rapportnummer 2020.042. Stichting RAVON, Nijmegen.
- Gustafson, D.H., J.C. Malmgren & G. Mikusiński, 2011. Terrestrial habitat predicts use of aquatic habitat for breeding purposes - A study on the great crested newt (*Triturus cristatus*). *Annales Zoologici Fennici* 48(5): 295-307.
- Jehle, R., 2000. The terrestrial summer habitat of radio-tracked great crested newts (*Triturus cristatus*) and marbled newts (*T. marmoratus*). *Herpetological Journal*, 10(4), 137-142.
- Jehle, R. and J.W. Arntzen, 2000. Post-breeding migrations of newts (*Triturus cristatus* and *T. marmoratus*) with contrasting ecological requirements. *Journal of Zoology* 251(3): 297-306.
- Joly, P., C. Miaud, A. Lehmann & O. Grolet, 2001. Habitat matrix effects on pond occupancy in newts. *Conservation Biology* 15(1): 239-248.
- Kranenbarg, J.W. Beukema, T. Kroon, M. van Santen, J. Janse, Y. Radstake & I. Spruijt, 2024. Resultaten monitoring en adviezen voor leefgebiedherstel in Natura 2000-gebieden Noord-Brabant. Vissen, kamsalamander & drijvende waterweegbree 2019-2024. Rapportnummer 2022.186. RAVON, Nijmegen.
- Kuiters, A.T., R.J. Bijlsma, J.A.M. Janssen & A.M. Schmidt, 2024. Geactualiseerde gunstige referentiewaarden voor populatieomvang en verspreiding van soorten van Bijlage II van de Habitatrichtlijn. Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOT-technical report 269.
- Kupfer, A., 1998. Wanderstrecken einzelner Kammolche (*Triturus cristatus*) in einem Agrarlebensraum. - *Zeitschrift für Feldherpetologie* 5: 238-242.
- Kupfer, A. & S. Kneitz, 2000. Population Ecology of the great crested newt (*Triturus cristatus*) in agricultural landscape: dynamics, ponds fidelity and dispersal. - *Herpetological Journal* 10: 165-171.
- Oldham, R.S., J. Keeble, M.J.S. Swan & M. Jeffcote, 2000. Evaluating the suitability of habitat for the great crested newt (*Triturus cristatus*). *Herpetological Journal* 10(4): 143-155.
- Sluis, T. van der & R. Bugter, 2000. Bezetting en kolonisatie van poelen door Kamsalamander in Bruine kikker in Twente. *De Levende Natuur* 4: 107-111.
- Stoefer, M. & N. Schneeweiss, 2001. Zeitliche und räumliche Verteilung der Wanderaktivitäten von Kammolchen (*Triturus cristatus*) in einer Agrarlandschaft Nordost-Deutschlands.- In: KRONE, A. (Hrsg.): *Der Kammolch (Triturus cristatus) - Verbreitung, Biologie, Ökologie und Schutz.*- RANA, Sonderheft 4: 249-268
- Struijk, R.P.J.H. & J.J.C.W. van Delft, 2021. Kamsalamander De Plateaux en Groote Heide. Beheerplannen. Stichting RAVON, Nijmegen.
- Timmerman, F., W. Beukema, A. Gmelig Meyling, J. Kranenbarg & M. Gilbert, 2024. De provinciale status van 11 soorten in de provincie Utrecht. Rapportnummer 2023.148. RAVON, Nijmegen.

6 Zandhagedis

6.1 Leefgebied en levenswijze

In Nederland is de verspreiding van de zandhagedis gebonden aan de hogere zandgronden (stuwwallen, kust- en rivierduinen). De kustduinen en de Veluwe vormen samen de twee belangrijkste kerngebieden. De habitats bestaan uit structuurrijke plaatsen in de vorm van heide, delen met grassen en struweelvorming (in de duinen), afgewisseld met onbeschaduwde stukken kale zandige grond.



De soort heeft te lijden van stikstofdepositie, overbegrazing, verdroging, te intensief beheer of juist lokale verbossing in de leefgebieden. Te intensief beheer (zoals plaggen van grote oppervlakken heideterrein) en stikstofdepositie leiden tot homogenisatie van het leefgebied (stikstof leidt tot vergrassing), terwijl juist heterogeniteit belangrijk is om te voldoen aan eisen voor schuilplaatsen, plekken om te zonnen, eieren te leggen en te foerageren. Verbossing leidt ook tot het verdwijnen van dit soort plekken. De afname van biodiversiteit en biomassa van insecten heeft ook een negatieve invloed op de kwaliteit van het leefgebied van zandhagedissen, doordat het aanbod en kwaliteit aan prooidieren afneemt.

Zandhagedissen worden actief vanaf april en planten zich tot begin juni voort, waarna de vrouwtjes tot begin juli de eieren afzetten. Ze graven hiervoor een holletje in open zandplekken. De jongen komen tussen begin augustus en begin oktober uit het ei, met een geboortepiek van eind augustus tot begin september. Vanaf half september trekken de (adulte) dieren zich terug in de winterhabitat.

Het leefgebied bestaat uit structuurrijk zomerhabitat waar gevoerd kan worden en efficiënt thermo- en vochtregulatie kan worden toegepast, en waar voldoende open, zandige plekken beschikbaar zijn voor de eiafzet. Ook moeten er voor overwintering geschikte plekken zijn, in de vorm van (muizen)holen in de grond; deels worden deze holen zelf gegraven. De home-range bedraagt enkele honderden vierkante meters.

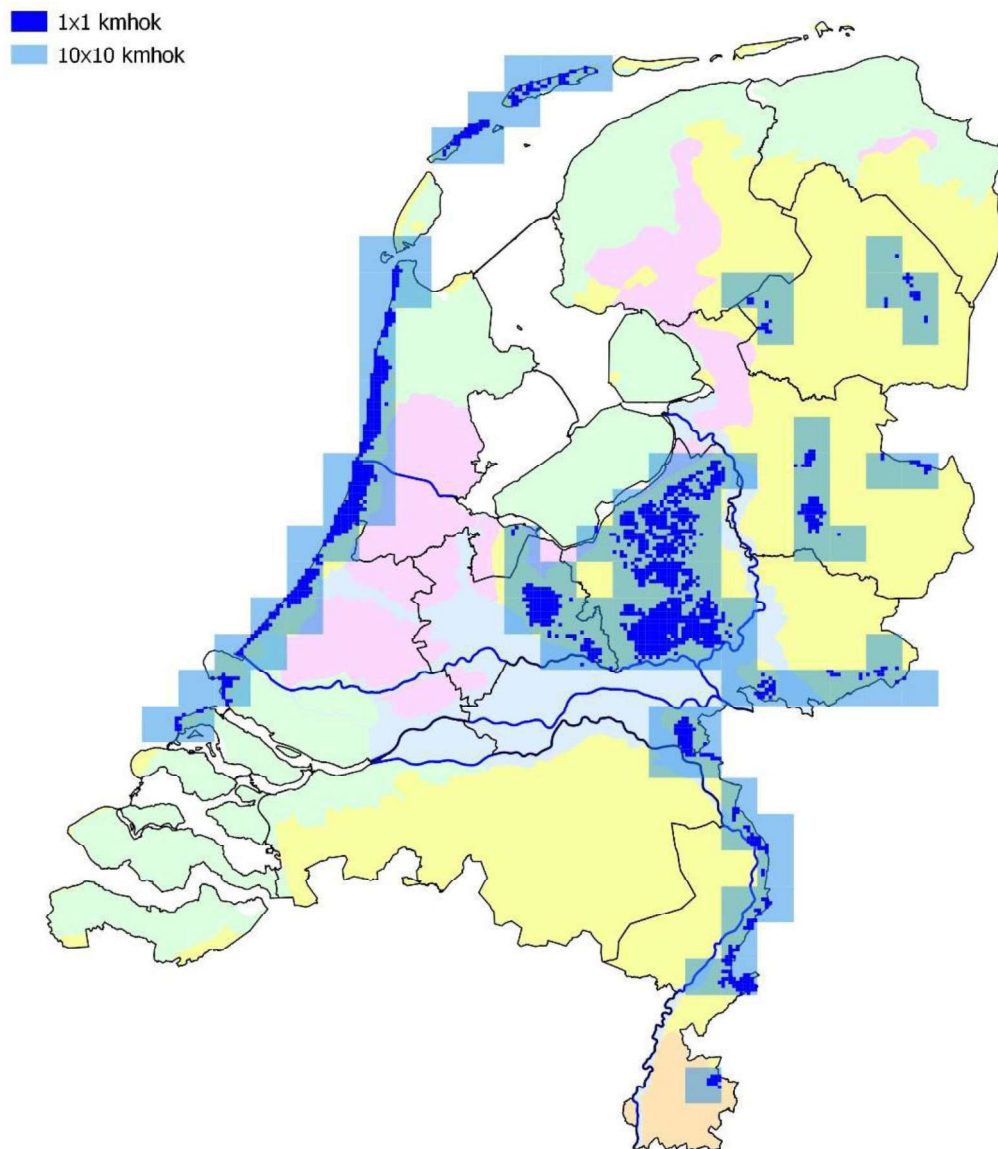
Zandhagedissen zijn erg plaatstrouw. Mannetjes migreren het meest door een gebied, waarbij worden afstanden tot ongeveer 350 meter afgelegd. Sub-adulte dieren kunnen grotere afstanden afleggen.

6.2 Compleetheid verspreidingsbeeld en monitoring

Er is een goed beeld van de verspreiding van de zandhagedis in Nederland (Figuur 6.2.1). In het NEM Meetprogramma Reptielen zijn er vanuit het onderdeel verspreidingsonderzoek uit vrijwel het hele leefgebied waarnemingen van zandhagedis. Daarnaast worden binnen het NEM Meetprogramma Reptielen voor het onderdeel aantalsmonitoring op ongeveer 230 trajecten verspreid over Nederland zandhagedissen geteld.

Zandhagedis

Verspreiding voor periode 2013 - 2022



Figuur 6.2.1. Verspreidingsgegevens zandhagedis (Bron: Timmerman et al., 2024).

6.3 Overzicht leefgebiedparameters en digitale beschikbaarheid

Op landschapsniveau zijn de volgende leefgebiedparameters leidend. Deze parameters zijn beschikbaar als digitale kaartlagen en worden door RAVON in een GIS-model gebruikt om per populatie te evalueren in hoeverre instandhouding geborgd is. Het model beoordeelt daarbij of essentiële 'landschappelijke ingrediënten' aanwezig zijn die de duurzaamheid van een populatie ondersteunen, en of barrières het leefgebied versnipperen.

- Grootte van leefgebied.
- Aanwezigheid van open, zandige plekken binnen het leefgebied.
- Aandeel van structuurrijke heide en/of duinvegetatie.
- Aanwezigheid en onderlinge afstand van groepen bomen binnen het primaire leefgebied.
- Afstand tussen deelpopulaties.
- Aanwezigheid van faunapassages wanneer het leefgebied door wegen wordt doorkruist.

6.4 Inschatting benodigd leefgebiedsherstel

Voor de analyses is gebruik gemaakt van de verspreidingsgegevens in de NDFF uit de periode 2015-2025. Deze gegevens geven een representatief beeld van de actuele verspreiding. Om bezet leefgebied in kaart te brengen en de oppervlakte van het nog te realiseren leefgebied te bepalen, is gebruikgemaakt van een ruimtelijk (GIS-)model. Voor een accurate berekening is per populatie onder andere informatie nodig over de kwaliteit van het leefgebied, inclusief beschikbaarheid van soortspecifieke habitatvereisten. Dit detailniveau valt echter buiten de reikwijdte van de onderhavige opdracht. Er is daarom gekozen om de oppervlakte beschermd natuurgebied binnen de dispersieafstand (bewegingsafstand) van een populatie te gebruiken als een benadering voor bezet leefgebied.

Deze werkwijze brengt twee belangrijke kanttekeningen met zich mee. Ten eerste wordt in de berekening geen onderscheid gemaakt tussen verschillende habitattypen. Oppervlakte van habitattypen die ongeschikt zijn voor de zandhagedis, maar zich wel binnen beschermd gebied en binnen de dispersieafstand van een populatie bevinden, wordt meegerekend. Om dit enigszins te corrigeren is de bosoppervlakte per populatie afzonderlijk bepaald en in mindering gebracht op de oppervlakte beschermd natuurgebied, aangezien bos geen geschikt habitat vormt voor de zandhagedis. Ten tweede is de dispersieafstand sterk locatieafhankelijk. De kans dat een individu uit een kleine, geïsoleerde populatie relatief grote afstanden aflegt, is aanzienlijk kleiner dan bij een individu uit een duurzame populatie in uitgestrekt natuurgebied.

Dit betekent dat de berekende oppervlakten een onderschatting vormen van de werkelijke oppervlakte leefgebied die nog gerealiseerd moet worden. Het modelmatig berekend bezet leefgebied daalt immers al als niet-geschikte habitattypes binnen een dispersieafstand uitgesloten worden van analyse. Om onzekerheid in de berekeningen te ondervangen is gekozen om twee dispersiescenario's uit te werken.

Het eerste scenario gaat uit van een relatief korte dispersieafstand (*realistische dispersieafstand*), die op basis van onderzoek en daaruit afgeleide richtlijnen als reëel wordt beschouwd binnen het vaak gefragmenteerde Nederlandse natuurlandschap. Indien nodig wordt expert judgement toegepast om de afstand scherper te definiëren.

Het tweede scenario gaat uit van een relatief grote dispersieafstand (*maximale dispersieafstand*), gebaseerd op literatuuronderzoek. Deze afstand is voor de betreffende soort gerapporteerd in de wetenschappelijke literatuur, maar is veelal gebaseerd op buitenlands onderzoek in minder gefragmenteerde landschappen en daardoor niet zonder meer toepasbaar op de Nederlandse situatie.

Totdat een definitieve en nauwkeurige berekening van het te realiseren en te herstellen leefgebied beschikbaar is, dient de op basis van scenario 1 (*realistische dispersieafstand*) berekende oppervlakte als uitgangspunt te worden gehanteerd.

Kader dispersieafstand

Verplaatsingen van zandhagedissen beperken zich van enkele meters tot enkele tientallen meters, terwijl grotere afstanden relatief zeldzaam zijn (Gramentz, 1996; Märten, 1999; Nöllert, 1989; Schulz, 2006). De grootste, betrouwbare gedocumenteerde verplaatsing in Duitsland bedraagt circa 333m (Nöllert, 1989), terwijl een uitzonderlijk geval van 500m bekend is uit een Zweedse populatie (Berglind, 2000). Desondanks wordt in richtlijnen en effectstudies regelmatig uitgegaan van een dispersieafstand van 500m. Volgens Blanke & Völkl (2015) kan gebruik van deze waarde leiden tot onrealistische aannames over populatieverbindingen en de effectiviteit van mitigerende maatregelen. Zodoende is in het onderhavige onderzoek gekozen om populaties af te bakenen middels een realistische dispersieafstand van 250m, en een maximale dispersieafstand van 500m.

Actueel voorkomen

Zandhagedissen zijn in de periode 2015-2025 aangetroffen in 12.875 hectarehokken, verspreid over 1.319 kilometerhokken. Eenmalige, geïsoleerde waarnemingen, die niet binnen de beschouwde dispersieafstand van andere waarnemingen liggen, zijn uitgesloten van deze berekening. Op basis van een dispersieafstand van 250m kunnen 327 populaties onderscheiden worden en beslaat het huidige leefgebied ongeveer 539km² (tabel 6.4.1). Tabel 6.4.1 geeft per dispersie-scenario een overzicht weer van het aantal onderscheiden populaties en gerelateerde statistieken.

Tabel 6.4.1. Aantal afgebakende populaties zandhagedis per beschouwde dispersieafstand, en gerelateerde statistieken. Een duurzame populatie dient minimaal 100 hectare leefgebied tot beschikking te hebben. Oppervlakte beschermd gebied wordt hier als benadering gebruikt voor leefgebied, maar omvat ook niet-geschikte habitats. Het minimaal nog te realiseren leefgebied betreft dus een onderschatting van de werkelijke oppervlakte.

Dispersieafstand	Realistisch (250m)	Maximaal (500m)
Aantal afgebakende populaties	327	122
Oppervlakte beschermd gebied binnen dispersieafstand	538,98 km ²	834,06 km ²
Aantal populaties met meer dan 100ha (oppervlakte bos niet meegerekend) beschermd gebied binnen dispersieafstand (% van totaal)	30 (9,17%)	29 (23,77%)
Aantal populaties met minder dan 100ha beschermd gebied binnen dispersieafstand (% van totaal)	297 (90,83%)	93 (76,23%)
Beschermd gebied binnen dispersieafstand van overige populaties; bos niet meegerekend	32,98 km ²	5,96 km ²
Minimaal nog te realiseren leefgebied (verschil tussen benodigde oppervlakte en oppervlakte beschermd gebied binnen dispersieafstand van overige populaties)	264,02 km ²	87,04 km ²

Benodigd herstel voor keren negatieve trend

Voor een duurzame populatie wordt aangenomen dat het leefgebied een minimale oppervlakte van 100 hectare moet behelzen. Dit leefgebied moet bestaan uit kwalitatief geschikt habitat. Onder de aanname dat niet-beschermd gebied, zoals agrarisch gebied of stedelijk groen, geen hoogkwalitatief leefgebied vormt voor de zandhagedis, kunnen binnen het realistisch dispersiescenario slechts 30 van de 327 populaties (9,17%) als duurzaam worden geclassificeerd – en dan alleen als blijkt dat de 100 hectare daadwerkelijk uit geschikt leefgebied bestaat. De 297 overige populaties hebben samen beschikking over 32,98 km² beschermd gebied. In het realistische dispersiescenario bedraagt het absolute minimale nog te realiseren leefgebied dus 264,02 km². Deze waarde volgt uit het verschil tussen de benodigde oppervlakte van 297 km² voor de 297 overige populaties, en de huidige oppervlakte beschermd gebied zonder bos binnen dispersieafstand van deze populaties (32,98 km²). Deze oppervlaktes betreffen tentatieve waarden; voor een definitieve, accurate berekening dient per populatie informatie over de kwaliteit van het leefgebied, inclusief beschikbaarheid van soortspecifieke habitatvereisten, meegewogen te worden in modelberekeningen.

Het totaal areaal aan te herstellen leefgebied binnen Nederland* wordt ingeschat op 264 km². NHV-ecosystemen, waar deze zich bevinden zijn:

- **Graslandecosystemen**
- **Steppe-, heide- en struikecosystemen**
- **Rotsachtige en duinecosystemen en ecosystemen met schaarse vegetatie**

**) Toekomstige berekeningen over de kwaliteit en omvang van leefgebied op populatieniveau vraagt om het karteren en/of ontsluiten van gebiedsinformatie over soortspecifieke habitatvereisten.*

6.5 Mogelijke herstelmaatregelen

Belangrijke maatregelen om de leefgebieden van de zandhagedis te herstellen en behouden zijn:

- Kleinschalig heidebeheer met zo min mogelijk ingrepen.
- Habitatherstel zoals omvorming van eenvormige, al dan niet vergraste, heide naar een structuurrijk heidelandschap met plekken met open zand of de ontwikkeling van heischrale zones langs paden en wegen.
- Bevorderen van meer dynamiek in de duinen.
- Aanleggen van eiafzetplekken in dicht begroeide terreindelen.
- Realiseren van nieuw leefgebied en verbindingszones tussen populaties door het realiseren van structuurrijke habitats door bijvoorbeeld omvorming van gesloten bos of landbouwgronden.
- Realiseren van verbindingen tussen bestaande/potentiële leefgebieden.
- Verbeteren voedselaanbod en -kwaliteit door het verbinden van voedselarme habitats met (matig) voedselrijke habitats.
- Zeer terughoudende begrazing, zodat hogere vegetatiestructuren blijven bestaan.
- Ontwikkeling van structuurrijke overgangen van bijvoorbeeld heide of duin naar bos en struweel.
- Openhouden en gefaseerd beheren van bermen langs wegen en bospaden (corridors) en kleine heideterreintjes in het bos (stapstenen).

- Gericht openkappen van reliëfrijke terreindelen als voormalige stuifduintjes en greppelkanten zorgt voor gunstige zonplekken.
- Aanleg van faunapassages bij wegen die leefgebieden scheiden.
- Minimaliseren verkeersmortaliteit, ook van fietsverkeer (incl. MTB-sport).

De keuze en locaties van maatregelen in een leefgebied betreft maatwerk en dienen op basis van gebiedsanalyse door een soortexpert plaats te vinden.

6.6 Literatuur

- Berglind, S.-Å., 2000. Demography and management of relict sand lizard *Lacerta agilis* populations on the edge of extinction. *Ecological Bulletins* 48: 123–142.
- BLJ12, 2017. Kennisdocument zandhagedis, Versie 1.0.
- Blanke, I. & W. Völkl, 2015. Zauneidechsen – 500 m und andere Legenden. *Zeitschrift für Feldherpetologie* 22: 115–124.
- Creemers, R.C.M., J.J.C.W. van Delft & J.E. Herder, 2023. Basisrapport Rode Lijsten Amfibieën en Reptielen volgens Nederlandse en IUCN-criteria. RAVON Rapport 2021.043.
- Delft, J. van & R. Creemers, 2000. Zandhagedissen in de provincie Utrecht. Inrichting en beheer. Provincie Utrecht, Utrecht & Stichting RAVON, Nijmegen.
- Gramentz, D., 1996. Zur Mobilität und Antiprädationsstrategie von *Lacerta agilis*. *Zoologische Abhandlungen* 48: 279–292.
- Märtens, B., 1999. Demographisch-ökologische Untersuchung zu Habitatqualität, Isolation und Flächenanspruch der Zauneidechse. Dissertation, Universität Bremen.
- Nöllert, A., 1989. Beiträge zur Kenntnis der Biologie der Zauneidechse *Lacerta agilis argus*. *Zoologische Abhandlungen* 44: 101–132.
- Schulz, S., 2006. Populationsbiologie, Habitatqualität und Vernetzung der Zauneidechse. Diplomarbeit, Fachhochschule Osnabrück.
- Timmerman, F., W. Beukema, A. Gmelig Meyling, J. Kranenbarg & M. Gilbert, 2024. De provinciale status van 11 soorten in de provincie Utrecht. Rapportnummer 2023.148. RAVON, Nijmegen.

7 Geelbuikvuurpad

7.1 Leefgebied en levenswijze

De geelbuikvuurpad is een van de zeldzaamste amfibieën van Nederland en komt van nature alleen in uiterste zuiden van Limburg voor. Van origine is de soort een bewoner van overstromingszones van heuvellandbeken en natte graslanden bij bronbeken. Tijdelijke ondiepe wateren vormen het voortplantingshabitat. Buiten de voortplanting worden permanente wateren gebruikt als leefgebied. Voor de overwintering zijn ze afhankelijk van struwelen of bos in de nabijheid van het leefgebied.



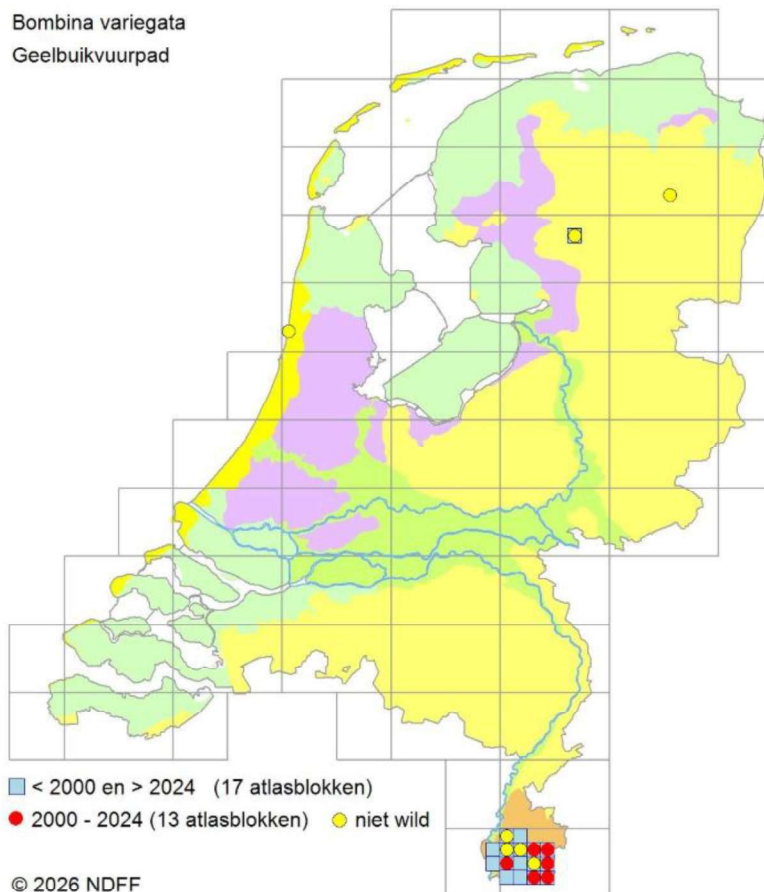
De soort kwam in de eerste helft van de 20e eeuw nog vrij algemeen voor verspreid over Zuid-Limburg en was daarbij een echte cultuurvolger. Tijdelijke wateren zoals karrensporen en regenplassen in onverharde wegen in een kleinschalig landschap vormden het leefgebied van de soort. Door het verdwijnen van dynamische habitats, waar continu nieuwe natte plekken ontstaan, en het intensiveren van de landbouw en het verharderen van wegen nam de soort sterk af. Dit werd veroorzaakt door het op grote schaal verdwijnen van kleine pionierswateren en hiernaast door de aantasting van de kwaliteit van de landhabitat en versnippering van leefgebieden.

Het leefgebied bevindt zich tegenwoordig nog in groeven en in halfnatuurlijke graslanden. Hier zijn vervangende voortplantingsbiotopen geschapen in de vorm van met water gevulde karrensporen, de aanleg van basishabitats en betonbakken. Om uitsterven te voorkomen, is de geelbuikvuurpad op meerdere locaties in Limburg geïntroduceerd. Uitwisseling tussen de verschillende populaties vindt niet of nauwelijks plaats, zowel door beperkte populatiegroottes als de aanwezigheid van barrières, zoals N-wegen.

Geelbuikvuurpad is een warmteminnende soort die voor de voortplanting sterk gebonden is aan pionierssituaties. De paartijd is vanaf april tot augustus. Eieren worden afzonderlijk afgezet of in kleine klompjes of korte strengetjes aan grassprietjes, dode takjes e.d. Het aantal afgezette eieren kan oplopen tot 130, afhankelijk van de grootte van het vrouwtje. De ei-afzet spreidt zich over een relatief lange periode uit. Vanaf juni metamorfoserende larven. Vanaf half september wordt de landhabitat opgezocht.

7.2 Compleetheid verspreidingsbeeld en monitoring

Er is een goed beeld van de verspreiding van de geelbuikvuurpad in Nederland (Figuur 7.2.1). In het NEM Meetprogramma Amfibieën zijn er vanuit het onderdeel verspreidingsonderzoek uit vrijwel het hele leefgebied waarnemingen van geelbuikvuurpad. Daarnaast worden binnen het NEM Meetprogramma Amfibieën voor het onderdeel aantalsmonitoring in ongeveer 10 leefgebieden geelbuikvuurpadden geteld. De soort is daarnaast geïntroduceerd in een aantal andere leefgebieden die nog niet zijn opgenomen in de aantalsmonitoring.



Figuur 7.2.1. Verspreidingsgegevens geelbuikvuurpad (bron: NDFF).

7.3 Overzicht leefgebiedparameters en digitale beschikbaarheid

Op landschapsniveau zijn de volgende leefgebiedparameters leidend. Deze parameters zijn beschikbaar als digitale kaartlagen en worden door RAVON in een GIS-model gebruikt om per populatie te evalueren in hoeverre instandhouding geborgd is. Het model beoordeelt daarbij of essentiële 'landschappelijke ingrediënten' aanwezig zijn die de duurzaamheid van een populatie ondersteunen, en of barrières het leefgebied versnipperen.

- Grootte van leefgebied.
- Beschikbaar netwerk van kleine voortplantingswateren, en onderlinge afstanden tussen de wateren.
- Aanwezigheid van grotere wateren voor gebruik buiten de voortplantingsperiode, bijvoorbeeld tijdens droogte.
- Afstand tussen water- en landhabitat.
- Structuur en met name openheid van vegetatie direct rond de voortplantingswateren.
- Aanwezigheid van wegen in de directe nabijheid van de voortplantingswateren.
- Aanwezigheid van faunapassages wanneer het leefgebied door wegen wordt doorkruist.

7.4 Inschatting benodigd leefgebiedsherstel

Voor de analyses is gebruik gemaakt van de verspreidingsgegevens in de NDFF uit de periode 2015-2025. Deze gegevens geven een representatief beeld van de actuele verspreiding. Om bezet leefgebied in kaart te brengen en de oppervlakte van het nog te realiseren leefgebied te bepalen, is gebruikgemaakt van een ruimtelijk (GIS-)model. Voor een accurate berekening is per populatie onder andere informatie nodig over de kwaliteit van het leefgebied, inclusief beschikbaarheid van soortspecifieke habitatvereisten. Dit detailniveau valt echter buiten de reikwijdte van de onderhavige opdracht. Er is daarom gekozen om de oppervlakte beschermd natuurgebied binnen de dispersieafstand (bewegingsafstand) van een populatie te gebruiken als een benadering voor bezet leefgebied.

Deze werkwijze brengt twee belangrijke kanttekeningen met zich mee. Ten eerste wordt in de berekening geen onderscheid gemaakt tussen verschillende habitattypen. Oppervlakte van habitattypen die ongeschikt zijn voor de geelbuikvuurpad, maar zich wel binnen beschermd gebied en binnen de dispersieafstand van een populatie bevinden, wordt meegerekend. Ten tweede is de dispersieafstand sterk locatieafhankelijk. De kans dat een individu uit een kleine, geïsoleerde populatie in intensief agrarisch gebied relatief grote afstanden aflegt, is aanzienlijk kleiner dan bij een individu uit een duurzame populatie in natuurgebied.

Dit betekent dat de berekende oppervlakten een onderschatting vormen van de werkelijke oppervlakte leefgebied die nog gerealiseerd moet worden. Het modelmatig berekend bezet leefgebied daalt immers al als niet-geschikte habitattypes binnen een dispersieafstand uitgesloten worden van analyse. Om onzekerheid in de berekeningen te ondervangen is gekozen om twee dispersiescenario's uit te werken.

Het eerste scenario gaat uit van een relatief korte dispersieafstand (*realistische dispersieafstand*), die op basis van onderzoek en daaruit afgeleide richtlijnen als reëel wordt beschouwd binnen het vaak gefragmenteerde Nederlandse natuurlandschap. Indien nodig wordt expert judgement toegepast om de afstand scherper te definiëren.

Het tweede scenario gaat uit van een relatief grote dispersieafstand (*maximale dispersieafstand*), gebaseerd op literatuuronderzoek. Deze afstand is voor de betreffende soort gerapporteerd in de wetenschappelijke literatuur, maar is veelal gebaseerd op buitenlands onderzoek in minder gefragmenteerde landschappen en daardoor niet zonder meer toepasbaar op de Nederlandse situatie.

Totdat een definitieve en nauwkeurige berekening van het te realiseren en te herstellen leefgebied beschikbaar is, dient de op basis van scenario 1 (*realistische dispersieafstand*) berekende oppervlakte als uitgangspunt te worden gehanteerd.

Kader dispersieafstand

Vangst-terugvangst onderzoek en telemetriestudies beschrijven overwegend korte verplaatsingen van geelbuikvuurpad binnen geschikt habitat, doorgaans <300m (samengevat door Hartel, 2008). Een maximale migratieafstand van 650m werd gerapporteerd door Marchand (1993). In een kleine, geïsoleerde populatie vonden Hantzschmann en Sinsch (2019) geen uitwisseling tussen voortplantingswateren die 500m tot 2,4km uit elkaar lagen. In Nederland bereikt de geelbuikvuurpad de noordwestelijke grens van haar verspreidingsgebied. De soort komt hier lokaal voor, en populaties zijn klein. Ervaring opgedaan tijdens langdurige beschermingsacties en populatieonderzoek toont aan dat geelbuikvuurpadden zelden afstanden van meer dan 400m afleggen (Bosman & Crombaghs 2003).

Op basis hiervan is in het onderhavige onderzoek gekozen om populaties af te bakenen middels een *realistische dispersieafstand* van 350m, en een *maximale dispersieafstand* van 500m.

Actueel voorkomen

Geelbuikvuurpadden zijn in de periode 2015-2025 aangetroffen in 226 hectarehokken, verspreid over 35 kilometerhokken. Eenmalige, geïsoleerde waarnemingen, die niet binnen de beschouwde dispersieafstand van andere waarnemingen liggen, zijn uitgesloten van deze berekening. Op basis van een dispersieafstand van 250m kunnen 14 populaties onderscheiden worden en beslaat het huidige leefgebied ongeveer 9km² (tabel 7.4.1). Tabel 7.4.1 geeft per dispersie-scenario een overzicht weer van het aantal onderscheiden populaties en gerelateerde statistieken.

Tabel 7.4.1. Aantal afgebakende populaties geelbuikvuurpad per beschouwde dispersieafstand, en gerelateerde statistieken. Een duurzame populatie dient minimaal 100 hectare leefgebied tot beschikking te hebben. Oppervlakte beschermd gebied wordt hier als benadering gebruikt voor leefgebied, maar omvat ook niet-geschikte habitats. Het minimaal nog te realiseren leefgebied betreft dus een onderschatting van de werkelijke oppervlakte.

Dispersieafstand	Realistisch (250m)	Maximaal (500m)
Aantal afgebakende populaties	14	12
Oppervlakte beschermd gebied binnen dispersieafstand	9,27 km ²	12,45 km ²
Aantal populaties met meer dan 100ha beschermd gebied binnen dispersieafstand (% van totaal)	6 (57,14%)	5 (41,67%)
Aantal populaties met minder dan 100ha beschermd gebied binnen dispersieafstand (% van totaal)	8 (42,86%)	7 (58,33%)
Beschermd gebied binnen dispersieafstand van overige populaties	2,37 km ²	2,55 km ²
Minimaal nog te realiseren leefgebied (verschil tussen benodigde oppervlakte en oppervlakte beschermd gebied binnen dispersieafstand van overige populaties)	5,63 km ²	4,45 km ²

Benodigd herstel voor keren negatieve trend

Voor een duurzame populatie wordt aangenomen dat het leefgebied een minimale oppervlakte van 100 hectare moet behelzen (Dieterich & Schrell 2022). Dit leefgebied moet bestaan uit zowel voldoende als kwalitatief geschikt land- en waterhabitat. Onder de aanname dat niet-beschermd gebied, zoals agrarisch gebied of stedelijk groen, geen hoogkwalitatief leefgebied vormt voor de geelbuikvuurpad, kunnen binnen het realistisch dispersiescenario slechts 6 van de 14 populaties (57,14%) als duurzaam worden geclassificeerd – en dan alleen als blijkt dat de 100 hectare daadwerkelijk uit geschikt leefgebied bestaat. De 8 overige populaties hebben samen beschikking over 2,37 km²

beschermde gebied. In het realistische dispersiescenario bedraagt het absolute minimale nog te realiseren leefgebied dus 5,63 km². Deze waarde volgt uit het verschil tussen de benodigde oppervlakte van 8 km² voor de 8 overige populaties, en de huidige oppervlakte beschermd gebied binnen dispersieafstand van deze populaties (2,37 km²). Deze oppervlaktes betreffen tentatieve waarden; voor een definitieve, accurate berekening dient per populatie informatie over de kwaliteit van het leefgebied, inclusief beschikbaarheid van soortspecifieke habitatvereisten, meegewogen te worden in modelberekeningen.

Het aantal populaties waarvoor meer dan 100 hectare beschermd gebied binnen de dispersieafstand ligt, is bij 250m groter dan bij 500m. Dit komt doordat bij een dispersieafstand van 500m de populaties Groeve 't Rooth, Julianagroeven en Eckelrade/Savelsbos samenvallen tot één populatie, evenals de populaties Gerendal, Berghofweide en Stokhem. Daar staat tegenover dat de populatie in de Curfsgroeven bij deze afstand juist wel over meer dan 100 hectare beschermd gebied binnen de dispersieafstand beschikt.

Het totaal areaal aan te herstellen leefgebied binnen Nederland* wordt ingeschat op 5,6 km². NHV-ecosystemen, waar de te herstellen leefgebieden zich bevinden, zijn:

- **Graslandecosystemen**
- **Bos- en boslandecosystemen**
- **Steppe-, heide- en struikecosystemen**
- **Rotsachtige en duinecosystemen en ecosystemen met schaarse vegetatie**

**) Toekomstige berekeningen over de kwaliteit en omvang van leefgebied op populatieniveau vraagt om het karteren en/of ontsluiten van gebiedsinformatie over soortspecifieke habitatvereisten.*

7.5 Mogelijke herstelmaatregelen

De geelbuikvuurpad is sterk afgenomen door de aantasting, vernietiging en isolatie van leefgebieden. Dit betreft met name het verdwijnen van (natuurlijke) dynamische habitats, waar voortplantingswateren ontstaan. Hiernaast ontbreekt op veel plekken de benodigde kleinschaligheid van het landschap, met kenmerkende houtwallen, struweel en schuilplaatsen bijv. onder stenen of stukken hout. Belangrijke herstelmaatregelen voor de soort zijn:

- Herstel en ontwikkelen van natuurlijke beekdalen met tijdelijke ondiepe voortplantingswateren op plekken in het leefgebied, zoals bij bronbeken, kwelgraslanden en beekmoerassen, waarbij tevens aandacht is voor ontwikkeling en beheer van geschikt landhabitat in de aangrenzende hellingsbossen.
- Aanleg van steenhopen en stapelmuren op korte afstand van waterhabitats, met name in gebieden waar het voorkomen van natuurlijke steenhopen en schuilplekken in directe nabijheid van het waterbiotoop laag is.
- Onderhouden en tijdig beheren van verblijfswateren, dit mogen ook permanente wateren zijn in de directe nabijheid van meerdere kleine pionierwateren.
- Terugbrengen en herstellen van kleinschalig landschap met veel poelen en graften, met de nadruk op zuidelijk geëxponeerde hellingen met voldoende vorstvrije hopen en spleten in de bodem en/of beschutte plaatsen zoals hout- en steenstapels.

- De aanleg van verbindingzones en stapstenen tussen leefgebieden met voldoende pionierwateren en begeleidend geschikt landhabitat. Pionierwateren jaarlijks controleren op dichtslibbing en zo nodig uitdiepen zodanig dat ze aan het einde van de zomer toch droog kunnen vallen om hun pionierskarakter te behouden.
- Het toestaan dat na regenbuien sommige landwegen en/of wandelpaden tijdelijk onder water staan. Kuilen en laagtes in zonbeschenen wandelpaden kunnen na een regenbui geschikte voortplantingswateren vormen mits geschikt landbiotoop nabij is. Het tijdelijk afsluiten van een weg of pad kan hierbij, afhankelijk van de ligging, wenselijk zijn.
- Betonbakken die zijn aangebracht voor de voortplanting, dienen jaarlijks drooggezet te worden na de voortplantingsperiode.

In verschillende rapporten wordt ingegaan op de uitvoering van herstelmaatregelen voor de geelbuikvuurpad (Sanders *et al.*, 2023; Crombaghs *et al.*, 2006; Lenders, 2000; Verhees *et al.*, 2020). De keuze en locaties van maatregelen in een leefgebied betreft maatwerk en dienen op basis van gebiedsanalyse door een soortexpert plaats te vinden.

7.6 Literatuur

- Bosman, W. & B. Crombaghs, 2003. De geelbuikvuurpad in Limburg. Een onderzoek naar populatieomvang en voortplantingssucces in de laatste leefgebieden in 2001. Bureau Groenlanden, Ooij & Natuurbalans/Limes Divergens, Nijmegen.
- Crombaghs, B. & Bosman, W. (red), 2006. Platform geelbuikvuurpad en vroedmeesterpad. Beschermingsplan geelbuikvuurpad & vroedmeesterpad in Limburg 2006-2010. Natuurbalans – Limes Divergens BV & Stichting RAVON, Nijmegen, augustus 2006.
- Dieterich, M., & F. Schrell, 2022. Entwicklung nachhaltiger Schutzkonzepte für die Gelbbauchunke (*Bombina variegata* L.) in Wirtschaftswäldern als Leitfaden zum angewandten Gelbbauchunkenschutz in der Forstwirtschaft. Deutsche Bundessiftung Umwelt, MEO Media, Belm
- Hantzschmann, A.M., & U. Sinsch, 2019. Struktur und Dynamik von Gelbbauchunkenpopulationen (*Bombina variegata*) im Westerwald—Konsequenzen für das regionale Artenschutz-Management. Zeitschrift für Feldherpetologie, 26(2), 218-235.
- Hartel, T., 2008. Movement activity in a *Bombina variegata* population from a deciduous forested landscape. North-Western Journal of Zoology, 4(1), 79-90.
- Lenders, A.J.W., 2000. Beschermingsplan vroedmeesterpad en geelbuikvuurpad 2000-2004. Ministerie van Landbouw, natuurbeheer en Visserij, 's Gravenhage.
- Marchand, M., 1993. Untersuchungen zur Pionierbesiedlung terrestrischer und limnischer Habitats eines Bodenabbaugebietes im südlichen Wesertal mit besonderer Berücksichtigung der Biologie und Ökologie der Gelbbauchunke, *Bombina v. variegata*, Linnaeus 1758. Universität Göttingen]. Göttingen.
- Sanders, M.E., F. Langers, R. ter Harmsel, L.A.G. van Duijvendijk & W. Kuindersma, 2023. Methodevernieuwing voor ex-postbeleidsevaluatie natuurherstel; Casus 'geelbuikvuurpad' en 'grijze duinen'. Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOt-rapport 155
- Pröhl, H., J. Auffarth, T. Bergmann, H. Buschmann & N. Balkenhol, 2021. Conservation genetics of the yellow-bellied toad (*Bombina variegata*): population

structure, genetic diversity and landscape effects in an endangered amphibian. *Conservation Genetics*, 22, 513-529.

- Verhees, J.J.F., P. Lemmers & B.H.J.M. Crombaghs, 2022. Telemetrisch onderzoek naar het land-, water- en winterhabitatgebruik van de geelbuikvuurpad en vroedmeesterpad. Jaarronde studie met nadruk op stapelmuren en steenhopen als (winter)verblijfplaats inclusief effectiviteit van betonbakken als voortplantingswater. Natuurbalans - Limes Divergens BV, Nijmegen.