



Vlaanderen
is wetenschap

Criteria voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding van de Habitatrictlijnsoorten in Vlaanderen

Versie 2.0

Lon Lommaert, Dries Adriaens, Marc Pollet

INSTITUUT
NATUUR- EN BOSONDERZOEK

Auteurs:

Lon Lommaert, Dries Adriaens, Marc Pollet
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Reviewers:

Wetenschappelijke toetsingscommissie (Arcadis 2010)

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

Vestiging:

Herman Teirlinckgebouw
INBO Brussel
Havenlaan 88 bus 73, 1000 Brussel
www.inbo.be

e-mail:

dries.adriaens@inbo.be

Wijze van citeren:

Lommaert L., Adriaens D., Pollet M. (red.) (2020). Criteria voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding van de Habitatrichtlijnsoorten in Vlaanderen. Versie 2.0. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2020 (28). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
DOI: doi.org/10.21436/inbor.8193367

D/2020/3241/211

Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2020 (28)

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Maurice Hoffmann

Foto cover:

Boomkikker (Vilda /L. Soerink)



Criteria voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding van de Habitatrictlijnsoorten in Vlaanderen

Versie 2.0

Lon Lommaert, Dries Adriaens & Marc Pollet (red.)

doi.org/10.21436/inbor.8193367

Gebruikte afkortingen

- CBD: **C**onventie **B**iologische **D**iversiteit
- EC: **E**uropese **C**ommissie
- G-IHD: **g**ewestelijke **i**nstandhoudings**d**oelstellingen
- GSVI: **g**ewestelijke **s**taat **v**an **i**nstandhouding
- HRL: **H**abitatrichtlijn
- IHD: **I**nstandhoudings**d**oelstellingen
- LSVI: **l**okale **s**taat **v**an **i**nstandhouding
- Ne : **e**ffectieve populatiegrootte (snelheid waarmee genetische drift inwerkt op genetische diversiteit)
- Nc: **c**ensuspopulatie (populatiegrootte zoals die in het veld kan worden vastgesteld)
- RSVI: **r**egionale **s**taat **v**an **i**nstandhouding
- S-IHD: **i**nstandhoudings**d**oelstellingen voor **s**peciale beschermingszones
- SVI: **s**taat **v**an **i**nstandhouding
- SBZ: **s**peciale **b**eschermingszones
- SDF: **S**tandard **D**ata **F**orms (of standaard gegevensformulieren)
- VRL: **V**ogelrichtlijn
- WTC: **W**etenschappelijke **T**oetsings**C**ommissie

Voorwoord

Voor de Europees beschermde soorten van de Habitatrichtlijn Bijlagen II en IV in Vlaanderen wordt gestreefd naar een gunstige staat van instandhouding. Dit streven is onderdeel van deze richtlijn en is ook zo geïmplementeerd in de Vlaamse regelgeving. Dit rapport geeft per soort een overzicht van de ecologische vereisten waaraan voldaan moet worden om te kunnen spreken van een gunstige lokale staat van instandhouding (LSVI). Het rapport reikt dus een instrument aan om lokaal de toestand van deze soorten te evalueren.

Een eerste versie van het rapport (Adriaens *et al.* 2008) werd uitgebreid getoetst door een Wetenschappelijke Toetsingscommissie (WTC). We wensen de leden van deze commissie te bedanken voor de waardevolle opmerkingen (Arcadis, 2010) die ze formuleerden op dit rapport. Maar ook bij de opmaak van de gebiedsspecifieke instandhoudingsdoelen werd het instrumentarium van Adriaens *et al.* (2008) uitvoerig getest en informatie over de tekortkomingen verzameld. Ook deze opmerkingen zijn zo goed mogelijk verwerkt in deze herwerkte versie.

Tenslotte was er, niet in het minst door de groeiende aandacht voor deze beschermde soorten, voortschrijdend wetenschappelijk onderzoek en inzicht. Voorliggende tweede versie tracht tevens al deze bevindingen te verwerken.

De WTC heeft de herwerkte versie van het rapport in 2018 nagelezen en goedgekeurd. De laatste commentaren werden verwerkt in de tekst maar het kaartmateriaal met de verspreiding van de soorten werd niet meer aangepast. Door de lange periode tussen herwerking van voorliggend rapport en vrijgave voor publicatie geven de kaartjes bijgevolg niet langer de meest recente verspreiding weer.

Het spectrum aan Europees belangrijke soorten die in dit rapport behandeld worden, is bijzonder breed. Het spreekt dan ook voor zich dat de soortenfiches het werk zijn van vele medewerkers die, elk via hun persoonlijke expertise, bijgedragen hebben tot het eindresultaat. Zij baseerden zich hierbij in eerste instantie op de eerste versie van het rapport, maar met voldoende aandacht voor de WTC-commentaren en recente soorteninformatie. Sommige soortenfiches zijn daarbij sterk gewijzigd, andere nauwelijks. De namen van deze medewerkers vindt u telkens per soortengroep of per fiche terug. Zonder de auteurs van de hoofdstukken uit Adriaens *et al.* (2008) te miskennen worden in dit rapport enkel de namen vermeld van zij die betrokken zijn geweest bij de herziening. Enkel zij nemen ook de eindverantwoordelijkheid over de inhoud van hun hoofdstuk.

Samen met de gelijklopende rapporten over de lokale staat van instandhouding van habitattypen (Oosterlynck *et al.* 2020) en Vogelrichtlijnsoorten (Vermeersch *et al.* 2020) hopen we dat dit werk een bijdrage kan leveren tot het finale doel, namelijk het uitwerken van een netwerk aan natuurgebieden waarin soorten duurzaam kunnen overleven in Vlaanderen en in Europa.

Voor het tot stand komen van dit rapport danken we in eerste instantie de auteurs van de respectievelijke hoofdstukken. Diverse organisaties, met in het bijzonder Natuurpunt.Studie, en zelfs individuen leverden basisdata aan voor de verspreidingkaarten, terwijl collega's van het Agentschap voor Natuur en Bos (ANB), met name Floris Verhaeghe, Kobe Janssen, Geert Sterckx, Bernard Van Elegem en Tom Verschraegen voorzagen in een grondig nazicht van een draftversie van dit document.

Samenvatting

De Habitat- en de Vogelrichtlijn vormen samen de hoeksteen van het Europese natuurbeleid. Dit werd opgebouwd rond twee pijlers: enerzijds het Natura 2000-netwerk van beschermde gebieden en anderzijds de soortbescherming. Voor elk Habitatrictlijngebied en Vogelrichtlijngebied worden in Vlaanderen instandhoudingsdoelstellingen (IHD) geformuleerd en wordt er gestreefd naar een gunstige staat van instandhouding van de habitattypen en soorten. Hiertoe heeft Vlaanderen eerst gewestelijke instandhoudingsdoelstellingen (G-IHD) opgemaakt voor heel Vlaanderen en die vervolgens vertaald naar de afzonderlijke Speciale Beschermingszones (S-IHD).

In dit rapport wordt aan de hand van een reeks criteria en indicatoren beschreven wat verstaan wordt onder een gunstige lokale staat van instandhouding voor elk van de 47 soorten van de Bijlagen II en IV van de Habitatrictlijn die in Vlaanderen voorkomen. Zowel de toestand van een populatie als de kwaliteit van de leefomgeving kunnen aan de hand van de indicatoren getoetst worden aan weloverwogen drempelwaarden, die aangeven vanaf wanneer er sprake is van een gunstige staat van instandhouding. De keuze van de indicatoren en de bijbehorende drempelwaarden in de beoordelingstabellen van dit rapport zijn gebaseerd op hun objectiviteit (nationale en internationale literatuur, wetenschappelijke betrouwbaarheid), eenduidigheid, praktische bruikbaarheid, meetbaarheid en de volledigheid waarmee ze de ecologie van de soorten beschrijven. Ook hun relevantie voor Vlaanderen werd in rekening gebracht. Nieuw zijn de genetische criteria die voor veel soorten in rekening werden genomen, conform de vereisten van de Habitatrictlijn sinds 2012 (Evans & Arvela 2011).

Het doel van dit rapport is een instrument aan te reiken om de lokale staat van instandhouding van de soorten in de Speciale Beschermingszones te bepalen.

English abstract

The Habitats and Birds Directives are the cornerstones of Europe's nature conservation policy, which is built around two pillars: the Natura 2000 network of protected sites on the one hand, and a system of direct species protection on the other. For each Habitat Directive and Bird Directive site, Flanders is defining conservation objectives that pursue a favourable conservation status for all enlisted habitat types and species. To meet this obligation, Flanders has decided to draw up regional conservation objectives first and to translate them into objectives at the level of the individual site subsequently.

This report provides a series of criteria and indicators to define the favourable conservation status for 47 species, listed in the Habitat Directive Appendices II and IV, that occur in Flanders. By means of these indicators, actual population status and habitat quality can be tested against well-considered, ecologically sound threshold values that define the favourable conservation status. The selection of the indicators and their threshold values used in the evaluation tables of this report is based on their capacity to cover the species' ecology in an objective (i.e. based on national and international, scientific literature), unambiguous, practical, measurable and comprehensive way. Their relevance for the Flemish situation was taken into account as well. A novelty (as compared to the previous edition of this report) are the genetic criteria that are taken into account, according the requirements of the Habitat Directive since 2012 (Evans & Arvela 2011).

This report is designed as an instrument to evaluate the local conservation status of the species in the protected sites.

Inhoudstafel

Gebruikte afkortingen.....	4
Voorwoord	5
Samenvatting	6
English abstract.....	7
Lijst van figuren	11
Lijst van tabellen.....	14
1 Inleiding	15
2 Staat van instandhouding (SVI)	16
3 Biogeografische regio: regionale SVI.....	18
3.1 Definitie.....	18
3.2 Doelstelling	18
3.3 Schaalniveau	18
3.4 Criteria voor de soorten.....	19
3.5 Beoordelingsklassen.....	20
4 Speciale Beschermingszone: behoudsstatus	21
4.1 Definitie.....	21
4.2 Doelstelling	21
4.3 Schaalniveau	21
4.4 Criteria	21
4.5 Beoordelingsklassen.....	21
5 Populatie: lokale SVI (LSVI).....	22
5.1 Definitie.....	22
5.2 Doelstelling	22
5.3 Schaalniveau	22
5.4 Criteria	23
5.5 Beoordelingsklassen.....	23
6 Doelstelling van dit rapport.....	24
7 Algemene genetische criteria voor de instandhouding van populaties	29
7.1 Inleiding.....	29
7.2 Populatie: definitie en implicaties voor de SVI.....	29
7.3 Hoeveel genetische diversiteit is nodig?.....	30
7.4 Effectieve populatiegrootte	30
7.5 Genetische criteria voor de lokale, regionale en totale populatie	31
7.5.1 Totale populatiegrootte op schaal van de biogeografische regio	31
7.5.2 Metapopulatiegrootte	31
7.5.3 Deelpopulatiegrootte.....	32
7.6 Kanttekeningen	34
7.7 Bepalen van effectieve populatiegrootte en genmigratie.....	35
7.8 Praktische implementatie van genetische criteria per soort	35
8 Structuur en inhoud van de soortenfiches	37
8.1 Verspreiding	37
8.2 Leefgebied en ecologie	37
8.3 Toelichting bij de methodiek.....	37
8.4 Beoordelingstabel	37
8.5 Literatuur	38

8.6	Integratie en beoordeling	38
8.6.1	Algemeen	38
8.6.2	Criterium	39
8.6.3	Populatie	39
8.6.4	Gebied	39
8.6.5	Regio	40
9	Soortbesprekingen	41
9.1	Mossen en vaatplanten	41
9.1.1	Geel schorpioenmos (<i>Hamatocaulis/Drepanocladus vernicosus</i>)	41
9.1.2	Kruipend moerasscherm (<i>Apium repens</i>)	44
9.1.3	Groenknolorchis (<i>Liparis loeselii</i>)	47
9.1.4	Drijvende waterweegbree (<i>Luronium natans</i>)	50
9.2	Amfibieën en reptielen	54
9.2.1	Kamsalamander (<i>Triturus cristatus</i>)	54
9.2.2	Vroedmeesterpad (<i>Alytes obstetricans</i>)	58
9.2.3	Knoflookpad (<i>Pelobates fuscus</i>)	62
9.2.4	Rugstreeppad (<i>Epidalea calamita</i>)	66
9.2.5	Boomkikker (<i>Hyla arborea</i>)	70
9.2.6	Poelkikker (<i>Pelophylax lessonae</i>)	74
9.2.7	Heikikker (<i>Rana arvalis</i>)	77
9.2.8	Gladde slang (<i>Coronella austriaca</i>)	81
9.3	Geleedpotigen - Libellen	85
9.3.1	Rivierrombout (<i>Gomphus flavipes</i>)	85
9.3.2	Gevlekte witsnuitlibel (<i>Leucorrhinia pectoralis</i>)	92
9.4	Geleedpotigen - Kevers	99
9.4.1	Vliegend hert (<i>Lucanus cervus</i>)	99
9.5	Geleedpotigen – Nachtvinders	104
9.5.1	Spaanse vlag (<i>Euplagia quadripunctaria</i>)	104
9.6	Vissen	109
9.6.1	Beekprik (<i>Lampetra planeri</i>)	109
9.6.2	Rivierprik (<i>Lampetra fluviatilis</i>)	113
9.6.3	Bittervoorn (<i>Rhodeus sericeus amarus</i>)	117
9.6.4	Grote modderkruiper (<i>Misgurnus fossilis</i>)	120
9.6.5	Kleine modderkruiper (<i>Cobitis taenia</i>)	123
9.6.6	Rivierdonderpad/Beekdonderpad (<i>Cottus perifretum</i> , <i>Cottus rhenanus</i> , en hybriden)	126
9.6.7	Zalm (<i>Salmo salar</i>)	130
9.6.8	Fint (<i>Alosa fallax fallax</i>)	133
9.7	Slakken	136
9.7.1	Platte schijfhoren (<i>Anisus vorticulus</i>)	136
9.7.2	Zeggekorfslak (<i>Vertigo moulinsiana</i>)	140
9.7.3	Nauwe korfslak (<i>Vertigo angustior</i>)	144
9.8	Zoogdieren - Vleermuizen	148
9.8.1	Algemene inleiding	148
9.8.2	Mopsvleermuis (<i>Barbastella barbastellus</i>)	154
9.8.3	Laatvlieger (<i>Eptesicus serotinus</i>)	161
9.8.4	Bechsteins vleermuis (<i>Myotis bechsteinii</i>)	166
9.8.5	Gewone baardvleermuis (<i>Myotis mystacinus</i>)	172
9.8.6	Brandts vleermuis (<i>Myotis brandtii</i>)	178
9.8.7	Meervleermuis (<i>Myotis dasycneme</i>)	184
9.8.8	Watervleermuis (<i>Myotis daubentonii</i>)	189
9.8.9	Ingekorven vleermuis (<i>Myotis emarginatus</i>)	197
9.8.10	Vale vleermuis (<i>Myotis myotis</i>)	204
9.8.11	Franjestaart (<i>Myotis nattereri</i>)	209
9.8.12	Bosvleermuis (<i>Nyctalus leisleri</i>)	216
9.8.13	Rosse vleermuis (<i>Nyctalus noctula</i>)	220

9.8.14	Ruige dwergvleermuis (<i>Pipistrellus nathusii</i>)	224
9.8.15	Gewone dwergvleermuis (<i>Pipistrellus pipistrellus</i>)	229
9.8.16	Gewone grootoorvleermuis (<i>Plecotus auritus</i>)	235
9.8.17	Grijze grootoorvleermuis (<i>Plecotus austriacus</i>)	242
9.8.18	Grote hoefijzerneus (<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>).....	247
9.9	Zoogdieren – niet-Vleermuizen.....	253
9.9.1	Europese bever (<i>Castor fiber</i>)	253
9.9.2	Otter (<i>Lutra lutra</i>).....	259
9.9.3	Europese hamster (<i>Cricetus cricetus</i>)	265
9.9.4	Hazelmuis (<i>Muscardinus avellanarius</i>).....	269

Referenties 274

Lijst van figuren

Figuur 1: De verschillende schaalniveaus waarop de staat van instandhouding (SVI) van een habitatype of soort geëvalueerd kan worden.....	16
Figuur 2: Biogeografische regio's in Europa (bron: European Environmental Agency).....	19
Figuur 3: Fictieve toestand van de totale populatie T van een soort met generatietijd 4 jaar, en een $N_{e95} = 244$, verdeeld over verschillende deelpopulaties (ellipsen) en metapopulaties (M1, M2, M3, M4). Enkel donkerblauwe deelpopulaties bevinden zich in een gunstige LSVI. Metapopulatie 2 voldoet niet aan het metapopulatiecriterium, waardoor ook de deelpopulaties zich niet in een gunstige SVI bevinden. Blauwe verbindingslijnen stellen genetische uitwisseling tussen deelpopulaties voor boven de kritische grens van één effectieve migrant per generatie.....	33
Figuur 4: Vindplaatsen van geel schorpioenmos (2007-2016) (bron: Florabank INBO).....	41
Figuur 5: Vindplaatsen van kruipend moerasscherm (2007-2016) (bron: Florabank INBO).....	44
Figuur 6: Vindplaatsen van groenknolorchis in (2007-2016) (bron: Florabank INBO).....	47
Figuur 7: Vindplaatsen van drijvende waterweegbree (2000-2016) (bron: Florabank INBO).....	50
Figuur 8: Vindplaatsen van kamsalamander (1995-2014) (bron: waarnemingen.be en Hyla-databank, Natuurpunt).....	54
Figuur 9: Vindplaatsen van vroedmeesterpad (1995-2014) (bron: waarnemingen.be en Hyla-databank, Natuurpunt).....	58
Figuur 10: Vindplaatsen van knoflookpad (1995-2014) (bron: waarnemingen.be en Hyla-databank, Natuurpunt).....	62
Figuur 11: Vindplaatsen van rugstreepad (1995-2014) (bron: waarnemingen.be en Hyla-databank, Natuurpunt).....	66
Figuur 12: Vindplaatsen van boomkikker (1995-2014) (bron: waarnemingen.be en Hyla-databank, Natuurpunt).....	70
Figuur 13: Vindplaatsen van poelkikker (1998-2014) (bron: waarnemingen.be en Hyla-databank, Natuurpunt).....	74
Figuur 14: Vindplaatsen van heikikker (1995-2014) (bron: waarnemingen.be en Hyla-databank, Natuurpunt).....	77
Figuur 15: Vindplaatsen van gladde slang (1995-2014) (bron: waarnemingen.be en Hyla-databank, Natuurpunt).....	81
Figuur 16: Vindplaatsen van rivierrombout (2001-2014) (bron: databank Libellenvereniging Vlaanderen en gemeenschappelijke databank Natuurpunt Studie en Libellenvereniging Vlaanderen; De Knijf <i>et al.</i> 2014).....	85
Figuur 17: Vindplaatsen van gevlekte witsnuitlibel (2000-2014) (bron: databank Libellenvereniging Vlaanderen en gemeenschappelijke databank Natuurpunt Studie en Libellenvereniging Vlaanderen).....	92
Figuur 18: Vindplaatsen van het vliegend hert (1990 - 2016) (bronnen: waarnemingen.be, Natuurpunt; Thomaes <i>et al.</i> 2007).....	99
Figuur 19: Waarnemingen van Spaanse vlag (2003-2014)(bron: waarnemingen.be, Natuurpunt).....	104
Figuur 20: Vindplaatsen van beekprik (1995-2014) (bron: Vis Informatie Systeem (V.I.S.), INBO en waarnemingen.be, Natuurpunt).....	109
Figuur 21: Vindplaatsen van rivierprik (2001-2014) (bron: Vis Informatie Systeem (V.I.S.), INBO en waarnemingen.be, Natuurpunt).....	113
Figuur 22: Vindplaatsen van bittervoorn (1995-2014) (bron: Vis Informatie Systeem (V.I.S.), INBO en waarnemingen.be, Natuurpunt).....	117
Figuur 23: Vindplaatsen van grote modderkruiper (1994-2012) (bron: Vis Informatie Systeem (V.I.S.), INBO en waarnemingen.be, Natuurpunt).....	120
Figuur 24: Vindplaatsen van kleine modderkruiper (1996-2014) (bron: Vis Informatie Systeem (V.I.S.), INBO en waarnemingen.be, Natuurpunt).....	123
Figuur 25: Vindplaatsen van rivierdonderpad (1993-2014) (bron: Vis Informatie Systeem (V.I.S.), INBO en waarnemingen.be, Natuurpunt).....	126
Figuur 26: Vindplaatsen van zalm (1995-2011) (bron: waarnemingen.be, Natuurpunt).....	130

Figuur 27: Vindplaatsen van fint (1998-2012) (bron: Vis Informatie Systeem (V.I.S.), INBO en waarnemingen.be, Natuurpunt).	133
Figuur 28: Vindplaatsen van platte schijfhoren in Vlaanderen (1986-2014) (bronnen: waarnemingen.be, Natuurpunt; KBIN; Floris Verhaeghe, pers. data).....	136
Figuur 29: Vindplaatsen van zeggekorfslak (1999-2014) (bronnen: waarnemingen.be, Natuurpunt; KBIN; INBO; Bart Vercoetere, Koen Verschoore, Floris Verhaeghe, pers. data).	140
Figuur 30: Vindplaatsen van nauwe korfslak (2005-2014) (bronnen: waarnemingen.be, Natuurpunt; KBIN; INBO; Bart Vercoetere, Koen Verschoore, Floris Verhaeghe, pers. data).	144
Figuur 31: Vindplaatsen van mopsvleermuis (grijs: zomerwaarnemingen, 5x5km-UTM-hokken, 1992-2016; rood: wintertellingen, puntwaarnemingen, 1997-2016) (bron: waarnemingen.be, Natuurpunt; vzw Durme & Zoogdierenwerkgroep Waas, Durme & Schelde i.s.m. Vleermuizenwerkgroep Natuurpunt Oost-Vlaanderen).....	154
Figuur 32: Vindplaatsen van laatvlieger (grijs: zomerwaarnemingen, 5x5km-UTM-hokken, 1995-2014; rood: wintertellingen, puntwaarnemingen, 1995-2014) (bron: waarnemingen.be, Natuurpunt; databank Vleermuizenwerkgroep Natuurpunt; Zoogdierenwerkgroep JNM; Ralf Gyselings, INBO; Daan Dekeukeleire, pers. data).	161
Figuur 33: Vindplaatsen van Bechsteins vleermuis (grijs: zomerwaarnemingen, 5x5km-UTM-hokken, 1999-2014; rood: wintertellingen, puntwaarnemingen, 1995-2010) (bron: waarnemingen.be, Natuurpunt; databank Vleermuizenwerkgroep Natuurpunt; Zoogdierenwerkgroep JNM; Daan Dekeukeleire, pers. data).	166
Figuur 34: Verspreiding van gewone baardvleermuis (grijs: zomerwaarnemingen, 5x5km-UTM-hokken, 1998-2014; rood: wintertellingen, puntwaarnemingen, 1995-2014) (bron: waarnemingen.be, Natuurpunt; databank Vleermuizenwerkgroep Natuurpunt; Zoogdierenwerkgroep JNM; Daan Dekeukeleire, pers. data).	172
Figuur 35: Verspreiding van gewone baardvleermuis of Brandt's vleermuis op basis van niet-gevalideerde waarnemingen die geen onderscheid tussen beide soorten maken (grijs: zomerwaarnemingen, 5x5km-UTM-hokken, 1998-2014; rood: wintertellingen, puntwaarnemingen, 1995-2014) (bron: waarnemingen.be, Natuurpunt; databank Vleermuizenwerkgroep Natuurpunt; Zoogdierenwerkgroep JNM; Daan Dekeukeleire, pers. data). De meeste waarnemingen betreffen gewone baardvleermuis.....	172
Figuur 36: Verspreiding van Brandts vleermuis (grijs: zomerwaarnemingen, 5x5km-UTM-hokken, 2010-2014; rood: wintertellingen, puntwaarnemingen, 1995-2011) (bron: waarnemingen.be, Natuurpunt; databank Vleermuizenwerkgroep Natuurpunt; Zoogdierenwerkgroep JNM; Daan Dekeukeleire, pers. data). Zie ook Figuur 35 met niet-gevalideerde waarnemingen van gewone baardvleermuis en Brandts vleermuis.....	178
Figuur 37: Verspreiding van meervleermuis (grijs: zomerwaarnemingen, 5x5km-UTM-hokken, 1995-2014; rood: wintertellingen, puntwaarnemingen, 1995-2014) (bron: waarnemingen.be, Natuurpunt; databank Vleermuizenwerkgroep Natuurpunt; Zoogdierenwerkgroep JNM; Ralf Gyselings, INBO).	184
Figuur 38: Verspreiding van watervleermuis (grijs: zomerwaarnemingen, 5x5km-UTM-hokken, 1995-2014; rood: wintertellingen, puntwaarnemingen, 1995-2014) (bron: waarnemingen.be, Natuurpunt; databank Vleermuizenwerkgroep Natuurpunt; Zoogdierenwerkgroep JNM).	189
Figuur 39: Verspreiding van ingekorven vleermuis (grijs: zomerwaarnemingen, 5x5km-UTM-hokken, 1995-2014; rood: wintertellingen, puntwaarnemingen, 1995-2014) (bron: waarnemingen.be, Natuurpunt; databank Vleermuizenwerkgroep Natuurpunt; Zoogdierenwerkgroep JNM).	197
Figuur 40: Verspreiding van vale vleermuis (grijs: zomerwaarnemingen, 5x5km-UTM-hokken, 1997-2013; rood: wintertellingen, puntwaarnemingen, 1995-2010) (bron: waarnemingen.be, Natuurpunt; databank Vleermuizenwerkgroep Natuurpunt; Zoogdierenwerkgroep JNM).	204
Figuur 41: Verspreiding van franjestaart (grijs: zomerwaarnemingen, 5x5km-UTM-hokken, 1995-2014; rood: wintertellingen, puntwaarnemingen, 1995-2014) (bron: waarnemingen.be, Natuurpunt; databank Vleermuizenwerkgroep Natuurpunt; Zoogdierenwerkgroep JNM; Daan Dekeukeleire, pers. data).	209

Figuur 42: Verspreiding van bosvleermuis (grijs: zomerwaarnemingen, 5x5km-UTM-hokken, 1997-2014) (bron: waarnemingen.be, Natuurpunt; databank Vleermuizenwerkgroep Natuurpunt; Zoogdierenwerkgroep JNM). Overwinterende bosvleermuizen werden in Vlaanderen nog niet waargenomen.	216
Figuur 43: Vindplaatsen van rosse vleermuis (grijs: zomerwaarnemingen, 5x5km-UTM-hokken, 1995-2014; rood: wintertellingen, puntwaarnemingen, 1995-2012) (bron: waarnemingen.be, Natuurpunt; databank Vleermuizenwerkgroep Natuurpunt; Zoogdierenwerkgroep JNM; Daan Dekeukeleire, Ralf Gyselings, INBO).	220
Figuur 44: Vindplaatsen van ruige dwergvleermuis (grijs: zomerwaarnemingen, 5x5km-UTM-hokken, 1995-2014; rood: wintertellingen, puntwaarnemingen, 1995-2014) (bron: waarnemingen.be, Natuurpunt; databank Vleermuizenwerkgroep Natuurpunt; Zoogdierenwerkgroep JNM).	224
Figuur 45: Verspreiding van gewone dwergvleermuis (grijs: zomerwaarnemingen, 5x5km-UTM-hokken, 1995-2014; rood: wintertellingen, puntwaarnemingen, 1995-2014) (bron: waarnemingen.be, Natuurpunt; databank Vleermuizenwerkgroep Natuurpunt; Zoogdierenwerkgroep JNM).	229
Figuur 46: Verspreiding gewone grootoorvleermuis (grijs: zomerwaarnemingen, 5x5km-UTM-hokken, 1995-2014; rood: wintertellingen, puntwaarnemingen, 1995-2014) (bron: waarnemingen.be, Natuurpunt; databank Vleermuizenwerkgroep Natuurpunt; Zoogdierenwerkgroep JNM; Daan Dekeukeleire, pers. data).	235
Figuur 47: Verspreiding van grijze grootoorvleermuis (grijs: zomerwaarnemingen, 5x5km-UTM-hokken, 1995-2014; rood: wintertellingen, puntwaarnemingen, 1995-2013) (bron: waarnemingen.be, Natuurpunt; databank Vleermuizenwerkgroep Natuurpunt; Zoogdierenwerkgroep JNM; Daan Dekeukeleire, pers. data).	242
Figuur 48: Verspreiding van grote hoefijzerneus (grijs: zomerwaarnemingen, 5x5km-UTM-hokken, 1995) (bron: waarnemingen.be, Natuurpunt; databank Vleermuizenwerkgroep Natuurpunt; Zoogdierenwerkgroep JNM). Overwinterende grote hoefijzerneus werd in Vlaanderen nog niet waargenomen.	247
Figuur 49: Verspreiding van bever(territoria) in 2015 (bron: Agentschap van Natuur en Bos).....	253
Figuur 50: Verspreiding van otter (1990-2016) (gecoördineerde bron: Carnivorendatabank, INBO).	259
Figuur 51: Verspreiding van hamster (2002- 2014) (bronnen: waarnemingen.be, Natuurpunt). Let wél: recentelijk (2017) is het voorkomen van de soort enkel nog in Widoie (Limburg) bevestigd.....	265
Figuur 52: Verspreiding van hazelmuis (2005-2012) (bron: Zoogdierendatabank, Zoogdierenwerkgroep Natuurpunt en Zoogdierenwerkgroep JNM).....	269

Lijst van tabellen

Tabel 1 Criteria en beoordelingen van het begrip ‘staat van instandhouding’ (SVI) op verschillende schaalniveaus voor de habitattypen en de soorten van de Habitatrichtlijn. Overeenkomstige criteria werden zoveel mogelijk naast elkaar geplaatst om de verbanden tussen de inhoud op de verschillende schaalniveaus duidelijk te maken. Voor definities en toelichting wordt verwezen naar de begeleidende tekst.....	17
Tabel 2: Overzicht van de soorten waarvoor in dit rapport een beoordelingstabel is opgesteld. De Bijlage(n) waarin elke soort opgenomen is volgens de Europese en de Vlaamse regelgeving worden vermeld evenals de huidige Rode-Lijststatus in Vlaanderen (zie www.inbo.be/nl/rode-lijsten-vlaanderen). De ‘Categorie populatiebeoordeling’ geeft aan of de populatiebeoordeling haalbaar en nuttig is op lokale schaal (Cat. 1), op bovenlokale schaal (Cat. 2) op regionale schaal (Cat. 3), of niet toepasbaar (Cat. 0) (zie tekst, 7.8). Onder Rode-Lijststatus wordt de gevalideerde en in het Belgisch Staatsblad (BS) vastgestelde status vermeld conform de IUCN-beoordeling. De status wordt in cursief aangegeven wanneer deze (nog) niet gepubliceerd werd in het BS en dus (nog) niet werd vastgesteld.	25
Tabel 3: De effectieve populatiegrootte die minimaal vereist is om 95% van de verwachte heterozygositeit (H) te behouden over 100 jaar (N_{e95}) in functie van de generatieduur.....	32
Tabel 4: Schematische weergave van de manieren waarop de informatie over de lokale staat van instandhouding (LSVI) van een soort geïntegreerd kan worden naar een hoger schaalniveau. Zo kan een uitspraak gewenst zijn over de toestand, over de afzonderlijke criteria en indicatoren heen, binnen een (deel)populatie (P_x , groene pijl en arcering). Deze manier van integreren is vereist voor een globaal oordeel over de lokale staat van instandhouding. Ook kan voor een gebied waarin zich meerdere (deel)populaties bevinden, een uitspraak gewenst zijn over de toestand in het gebied volgens één van de verschillende criteria of indicatoren (I_x , oranje pijl en arcering).....	39

1 Inleiding

De Habitat- (HRL) en Vogelrichtlijn (VRL) hebben tot doel de biodiversiteit op het grondgebied van de Europese lidstaten in stand te houden. Concreet wordt gestreefd naar een gunstige staat van instandhouding voor een hele lijst van habitattypen en soorten die bescherming nodig hebben binnen de Europese Unie omdat ze er bedreigd, kwetsbaar, zeldzaam of endemisch zijn. Deze soorten en habitattypen van communautair belang worden opgelijst in de bijlagen van elk van de richtlijnen. Wat de gunstige staat van instandhouding (SVI) juist inhoudt, wordt verduidelijkt in begeleidende documenten van de Europese Commissie (EC). Voor het opstellen van de instandhoudingsdoelen (IHD) kunnen de lidstaten zich hierop baseren.

De instandhoudingsdoelen moeten enerzijds gerealiseerd worden door Speciale Beschermingszones (SBZ) af te bakenen, het zgn. netwerk van Natura 2000-gebieden, waarbinnen specifieke instandhoudingsmaatregelen genomen worden. Dit is het gebiedsgerichte spoor dat tracht voldoende oppervlakte aan habitat(typen) te behouden of te herstellen en tevens voldoende geschikt leefgebied voor een soort te voorzien. Anderzijds volgen de richtlijnen ook een soortgericht spoor waarmee een hele reeks beschermingsmaatregelen opgelegd worden die rechtstreeks ingrijpen op de populaties van de communautair belangrijke soorten.

Uiteraard wil de Europese Commissie het resultaat van beide richtlijnen (HRL, VRL) nauwgezet opvolgen. Hiervoor verplicht ze de lidstaten om de staat van instandhouding binnen hun grondgebied op te volgen zodat het effect van de instandhoudingsmaatregelen en de mate waarin de IHD bereikt wordt, geëvalueerd kunnen worden. Die informatie moet zesjaarlijks gerapporteerd worden aan de Europese Commissie, die hiermee de balans opmaakt binnen de hele Europese Unie.

De Habitat- en Vogelrichtlijn werd omgezet in Vlaamse wetgeving via het 'Decreet betreffende het natuurbehoud en het natuurlijk milieu' (21/10/1997), de wijzigingen aan dit decreet en de uitvoeringsbesluiten op dit decreet.

Het voorliggende rapport geeft duiding bij de criteria en indicatoren waarmee de staat van instandhouding van de habitatrichtlijnsoorten op lokaal niveau geëvalueerd kan worden. Het bouwt verder op het rapport van Adriaens *et al.* (2008) dat aangepast werd op basis van de commentaren van gebruikers naar aanleiding van het opstellen van de instandhoudingsdoelen voor de SBZ's, alsook de doorlichting van de Wetenschappelijke toetsingscommissie (Arcadis 2010).

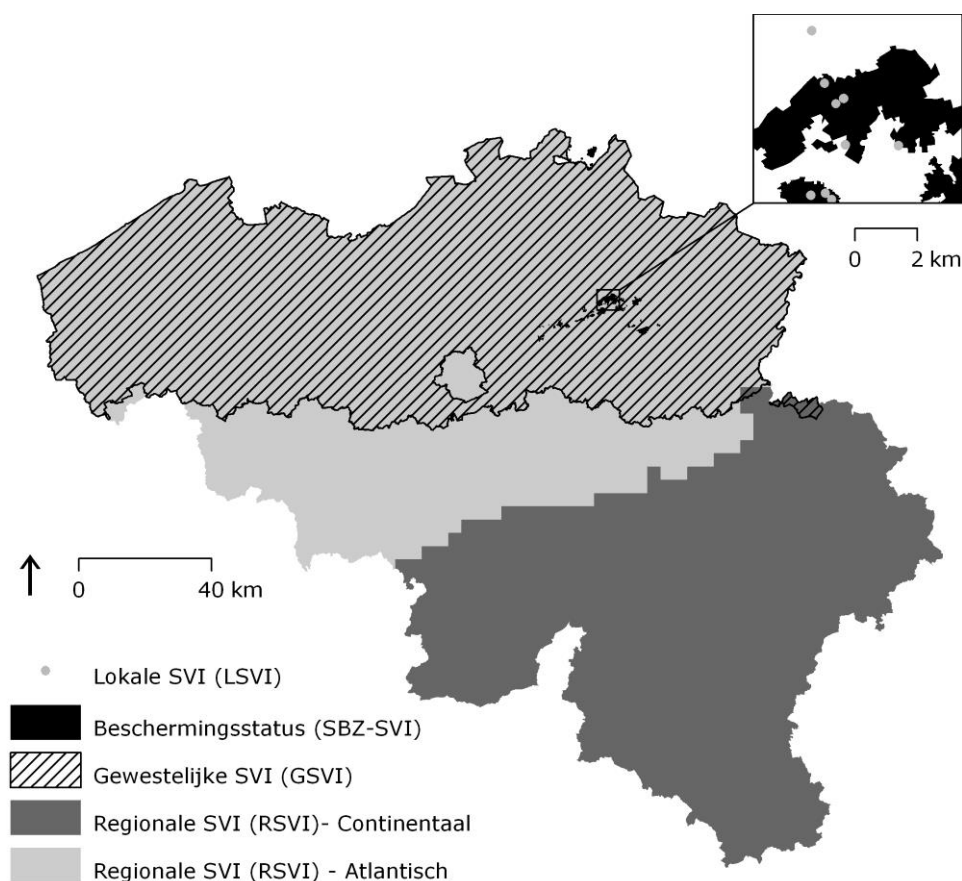
Een analogo rapport voor de soorten van de Vogelrichtlijn is eveneens beschikbaar (Vermeersch *et al.* 2020).

2 Staat van instandhouding (SVI)

Het begrip 'staat van instandhouding' heeft uiteenlopende invullingen, afhankelijk van het schaalniveau waarop het geëvalueerd wordt (zie Figuur 1).

De EC spreekt in het kader van de Habitatrichtlijn op twee ruimtelijke schaalniveaus van "conservation status" of SVI: op het niveau van de biogeografische regio en op het niveau van de Speciale Beschermingszone. De criteria waarmee de SVI op elk van deze niveaus bepaald wordt, alsook de beoordelingsklassen, verschillen echter (zie Tabel 1). Dit schept uiteraard de nodige verwarring. In de handleiding voor het inschatten van de SVI per SBZ, wordt over behoudsstatus gesproken, in onderscheid met de SVI op biogeografische niveau.

Los van deze twee typen SVI, die verplicht te rapporteren zijn aan de EC, hebben een aantal lidstaten een instrumentarium ontwikkeld waarmee de staat van instandhouding ook lokaal bepaald kan worden, de zogen. 'lokale staat van instandhouding' of LSVI. Lokaal verwijst hier naar een plek met een bepaald habitattype of een populatie van een soort. Dit heeft het voordeel dat de gebruikte criteria en indicatoren meer concreet en kwantitatief zijn en dus minder berusten op expertoordeel. Bovendien kan vanuit de LSVI, mits integratie, de staat van instandhouding op hogere schaalniveaus bepaald worden. De ontwikkeling van een dergelijk integratieprotocol valt echter buiten het bestek van dit rapport.



Figuur 1: De verschillende schaalniveaus waarop de staat van instandhouding (SVI) van een habitattype of soort geëvalueerd kan worden.

Tabel 1 Criteria en beoordelingen van het begrip 'staat van instandhouding' (SVI) op verschillende schaalniveaus voor de habitattypen en de soorten van de Habitatrichtlijn. Overeenkomstige criteria werden zoveel mogelijk naast elkaar geplaatst om de verbanden tussen de inhoud op de verschillende schaalniveaus duidelijk te maken. Voor definities en toelichting wordt verwezen naar de begeleidende tekst.

Afkorting	RSVI/GSVI		SBZ-SVI		LSVI	
Naam	regionale/gewestelijke staat van instandhouding		Behoudsstatus		lokale staat van instandhouding	
Schaalniveau	Biogeografische regio/Gewest		Speciale Beschermingszone (SBZ)		locatie met habitatype of populatie	
Criteria	Habitatype	Soort	Habitatype	Soort	Habitatype	Soort
	Areaal	Areaal	Representativiteit ²	Isolatie ²	-	-
	Oppervlakte	Populatioetoestand	Bedekking ² (absoluut en relatief)	Populatie ² (absoluut en relatief)	Ruimtelijke context (incl. oppervlakte)	Populatioetoestand
	Structuren en functies, incl. typische soorten	Kwaliteit leefgebied	Mate instandhouding structuur ¹	Mate instandhouding leefgebiedelementen ¹	- Habitatstructuur - Vegetatie	Leefgebiedkwaliteit
	Toekomst-perspectieven	Toekomst-perspectieven	Mate instandhouding functies (bv. vooruitzichten instandhouding structuur) ¹	-	- Verstoring	
Herstel-mogelijkheden ¹			Herstel-mogelijkheden ¹			
Beoordelingsklassen	gunstig, matig ongunstig, zeer ongunstig		uitstekend, goed, passabel of verminderd		gunstig, ongunstig	
Referentie	European Commission 2005, DG Environment 2017		Europese Commissie 2011		T'Jollyn et al. 2009; Oosterlynck et al. 2020	Adriaens et al. 2008; Adriaens & Ameeuw 2008; Vermeersch et al. 2020

¹ Subcriterium van 'behoudsstatus' volgens richtlijnen bij het invullen van 'standaard gegevensformulieren' per SBZ (Europese Commissie 2011)

² Criterium van het standaard gegevensformulier dat geen subcriterium is van het criterium behoudsstatus; louter opgenomen om de overeenstemming inzake informatievoorziening met de staat van instandhouding op andere schaalniveaus te duiden

3 Biogeografische regio: regionale SVI

3.1 Definitie

De Habitatrictlijn geeft een expliciete definitie van de SVI die op biogeografisch niveau gerapporteerd moet worden. Voor een soort luidt die als volgt: *“het effect van de som van de invloeden die op de betrokken soort inwerken en op lange termijn een verandering kunnen bewerkstelligen in de verspreiding en de grootte van de populaties van die soort op het in artikel 2 bedoelde grondgebied”*.

3.2 Doelstelling

De regionale SVI (RSVI) moet zesjaarlijks gerapporteerd worden aan de EC met als doel de effectiviteit van de Habitat- en Vogelrichtlijn als instrumentarium te beoordelen. Hiertoe worden de resultaten van de verschillende lidstaten samengevoegd tot een uitspraak over de staat van instandhouding op niveau van de Europese Unie.

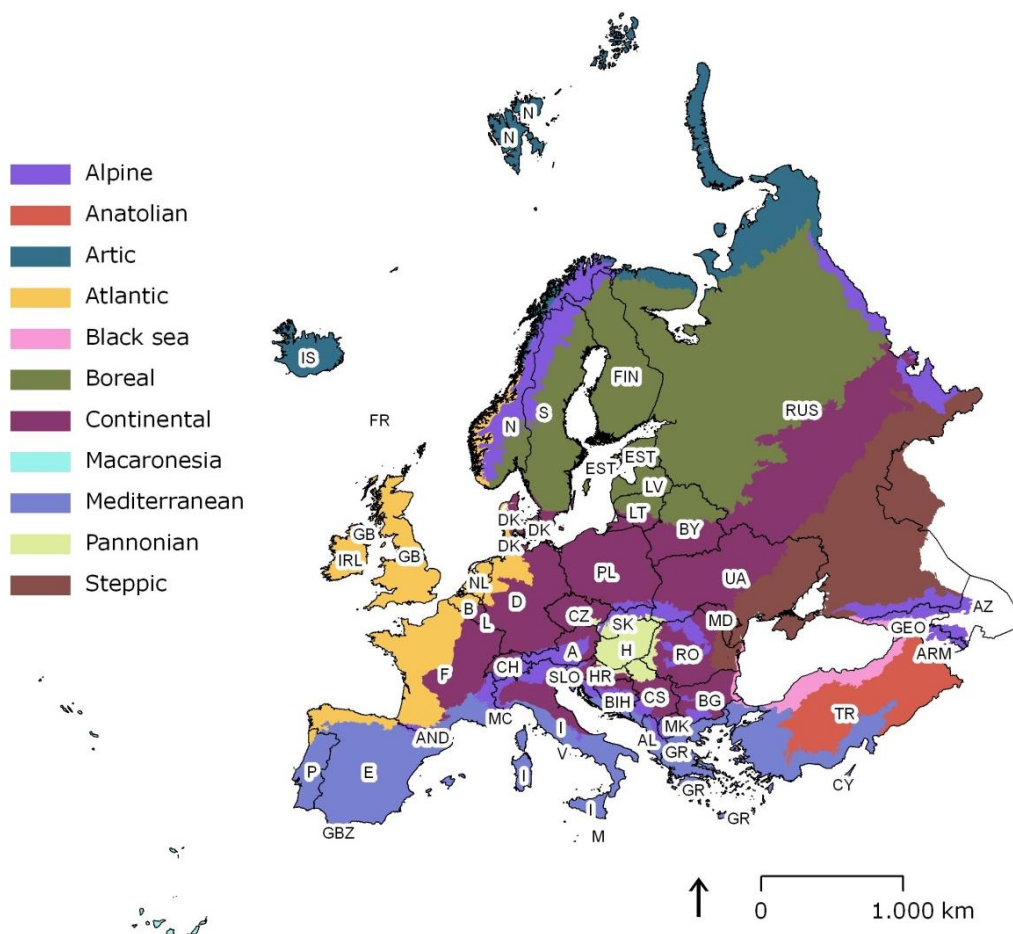
De regionale SVI wordt geëvalueerd voor alle soorten van de bijlagen van de Habitat- en Vogelrichtlijn.

3.3 Schaalniveau

De regionale staat van instandhouding van een soort omvat één uitspraak over de SVI in het deel van de biogeografische regio binnen de landsgrenzen van een lidstaat. Europa is onderverdeeld in 11 biogeografische regio's (Figuur 2).

België omvat een deel van de Atlantische en een deel van de Continentale biogeografische regio (Figuur 1). Het Vlaams Gewest valt op haar beurt voor meer dan 99% in de Atlantische regio. Enkel een deel van Voeren behoort tot de Continentale regio.

Naast deze regionale staat van instandhouding heeft het Vlaamse Gewest voor haar eigen beleid de SVI op gewestelijk niveau bepaald, volledig analoog aan de regionale SVI. Die evaluatie liet toe om de doelen, de zgn. gewestelijke instandhoudingsdoelstellingen of kortweg G-IHD, vast te leggen die ervoor moeten zorgen dat de habitattypen en soorten in Vlaanderen zich op termijn in een gunstige staat van instandhouding bevinden. Binnen België zijn het immers de gewesten die elk op hun grondgebied verantwoordelijk zijn voor het bereiken van de gunstige staat van instandhouding die vanuit de Europese Commissie geëist wordt.



Figuur 2: Biogeografische regio's in Europa (bron: European Environmental Agency)

3.4 Criteria voor de soorten

De regionale SVI van soorten wordt geëvalueerd aan de hand van 4 criteria: areaal, populatietoestand, leefgebiedkwaliteit en toekomstperspectieven.

Areaal: het natuurlijke areaal beschrijft ruwweg de ruimtelijke buitengrenzen van het gebied waarbinnen de soort aanwezig is (European Commission, DG Environment, 2005a, annex F). Binnen die grenzen zijn er zones waarin de soort niet of slechts tijdelijk voorkomt (dispersie of migratie). Het areaal is dus niet gelijk te stellen aan louter de locaties of territoria waar een soort permanent aanwezig is. Het is een dynamisch gegeven. Tot het areaal behoren zo ook plaatsen waar de soort zich vestigt ten gevolge van gericht beheer of introductie conform artikel 22 van de Habitatrichtlijn. Zones waar een soort bewust of onbewust wordt ingebracht door menselijk toedoen, zonder dat er bewijs bestaat van historische aanwezigheid of een spontane vestiging in de nabije toekomst er niet te verwachten valt, behoren echter niet tot het natuurlijke areaal.

Toestand van de populatie: de richtlijnen van de EC vermelden geen definitie van wat als een populatie beschouwd moet worden. Aangezien de SVI geëvalueerd moet worden over de hele oppervlakte van een biogeografische regio, wordt de term hier niet in ecologische zin gebruikt, maar ter aanduiding van het geheel van alle individuen van een soort die aanwezig zijn in een biografische regio binnen een lidstaat.

Leefgebiedkwaliteit: het leefgebied van een soort wordt in de Habitatrichtlijn gedefinieerd als "een door specifieke abiotische en biotische factoren bepaald milieu waarin de soort tijdens één van de fasen van zijn biologische cyclus leeft". Het betreft dus een concrete ruimte waar de soort voorkomt.

Toekomstperspectieven: de inschatting van de toekomstperspectieven volgt uit het antwoord op de vraag: "Is het voortbestaan van de soort gegarandeerd op lange termijn in de biogeografische regio binnen de lidstaat?". Het is het resultaat van een integratie van de informatie over drukken, bedreigingen, populatietrends en populatiestructuur (European Commission DG Environment 2006).

3.5 Beoordelingsklassen

Elk van de bovenstaande criteria worden getoetst aan de richtlijnen die de Europese Commissie opgesteld heeft (European Commission DG Environment 2005, annex C voor de beoordelingstabel van de soorten van de Habitatrichtlijn). De beoordeling kan gunstig, matig ongunstig of zeer ongunstig zijn.

De beoordelingen per criterium worden vervolgens geïntegreerd tot de regionale staat van instandhouding: enkel gunstig als alle criteria gunstig zijn, en ongunstig van zodra één van de criteria op een matige of zeer ongunstig toestand wijzen.

In algemene termen wordt volgens de HRL de regionale staat van instandhouding als gunstig beschouwd wanneer:

- uit populatiedynamische gegevens blijkt dat de betrokken soort nog steeds een levensvatbare component is van de natuurlijke leefomgeving waarin ze voorkomt, en dat vermoedelijk op lange termijn zal blijven, en
- het natuurlijke verspreidingsgebied (areaal) van die soort niet kleiner wordt of binnen afzienbare tijd lijkt te zullen worden, en
- er een voldoende groot leefgebied bestaat en waarschijnlijk zal blijven bestaan om de populaties van die soort op lange termijn in stand te houden.

Zowel uit deze laatste definitie als uit de Europese beoordelingstabel blijkt dat vooral de evolutie van de criteria areaal, populatie en leefgebied en de afstand tot een zekere referentietoestand doorslaggevend zijn bij de beoordeling.

4 Speciale Beschermingszone: behoudsstatus

4.1 Definitie

De staat van instandhouding binnen een SBZ, de zgn. 'behoudsstatus' van een soort, evalueert de toestand en de herstelmogelijkheid van het leefgebied en de populatie van een soort in een SBZ.

4.2 Doelstelling

De behoudsstatus maakt deel uit van een aantal criteria die het belang van het gebied voor de instandhouding van de soort moeten aantonen, als ondersteuning bij het voordragen van het gebied als onderdeel van het netwerk van Speciale Beschermingszones op Europees niveau. Het doel ervan wijkt dus sterk af van de doelstelling van de regionale SVI (zie 3.4). Hoewel de aanmelding van de SBZ's reeds achter de rug is, vraagt de Europese Commissie toch om de behoudsstatus op regelmatige basis opnieuw te evalueren¹. De evaluatie wordt gerapporteerd in de zogenaamde "standaard gegevensformulieren" (Standard Data Forms of SDFs) voor elk van de (intussen bij besluit van de Vlaams regering aangewezen) SBZ's.

De behoudsstatus wordt enkel geëvalueerd voor de soorten van bijlage II van de Habitatrichtlijn, i.e. de soorten waarvoor er SBZ's afgebakend moeten worden.

4.3 Schaalniveau

Het niveau is de individuele SBZ.

4.4 Criteria

De behoudsstatus wordt beoordeeld op basis van de mate van instandhouding van de typische elementen van het leefgebied en de mate van inspanning die nodig is om deze elementen, en dus de populatie van de soort te herstellen.

Deze criteria verschillen van de criteria die gebruikt worden bij de beoordeling van de regionale SVI. Ze sluiten wel enigszins aan bij resp. de criteria leefgebiedkwaliteit en toekomstperspectieven. De richtlijnen bij deze criteria kunnen ruim geïnterpreteerd worden en laten – in gevallen van onvoldoende of ontbrekende literatuurinformatie – een gemotiveerd en weloverwogen expertoordeel toe.

4.5 Beoordelingsklassen

Een uitspraak over de behoudsstatus in een SBZ kan luiden: uitstekend, goed en matig/minder goed. Hiervoor worden de beoordelingen van beide deelcriteria samengenomen volgens welbepaalde richtlijnen (Europese Commissie 2011). De analogie met de beoordeling van de regionale SVI is niet eenduidig.

¹ De standaardgegevensformulieren moeten conform zijn met de wetgeving van de lidstaat/regio. De huidige versie is conform met de SBZ-aanwijzingsbesluiten en een actualisatie van de standaardgegevensformulieren ten gronde is pas mogelijk na aanpassingen van die aanwijzingsbesluiten (bv. wijziging van begrenzing van SBZ, aanwijzen van extra soorten of habitats, ...).

5 Populatie: lokale SVI (LSVI)

5.1 Definitie

In tegenstelling tot de regionale SVI en de behoudsstatus volgt de nood aan een evaluatie van de lokale SVI (LSVI) niet rechtstreeks uit wettelijke verplichtingen. Het is evenwel ontstaan vanuit de behoefte aan een instrumentarium om de regionale SVI en de behoudsstatus in te vullen.

De LSVI van een soort is de staat van instandhouding op niveau van een populatie. Dit betekent de individuen en het leefgebied van die individuen die lokaal met elkaar interageren. De invulling van het begrip is dus sterk afhankelijk van de mobiliteit van een soort en van de mate van uitwisseling van individuen tussen leefgebieden.

5.2 Doelstelling

Het inschatten van de toestand van een populatie, zowel inzake leefgebied, grootte als demografie.

Wanneer populaties sterk geïsoleerd zijn (en dus niet in een functionele metapopulatie ingebed zijn), dienen ze elk afzonderlijk genetisch geëvalueerd te worden tegen de toetssteen van N_{e95} (voor definitie, zie 7.5.2). De metapopulatie (voor definitie, zie 7.2) bestaat in dat geval immers uit slechts één enkele populatie. Daarentegen, indien verschillende populaties door een hoge connectiviteit regelmatig individuen uitwisselen, en daardoor een metapopulatie vormen, wordt de doelstelling van N_{e95} toegepast op de metapopulatie eerder dan op de populatie. De lokale status van de deelpopulatie wordt dan beoordeeld op basis van de connectiviteit met de overige deelpopulaties, en de toestand van de metapopulatie. Dit is evenwel niet steeds eenvoudig te vertalen in éénduidige doelstellingen.

Het instrumentarium kan eveneens dienst doen bij:

- de passende beoordeling: betekent de ingreep een inbreuk op het behalen van de gunstige staat van instandhouding?
- de beoordeling van de staat van instandhouding op een hoger niveau, zoals de regionale SVI of de behoudsstatus.

De trend van een populatie maakt geen integraal onderdeel uit van de bepaling van de LSVI omdat de beoordeling van de LSVI gebeurt als een momentopname. De ontwikkeling in de tijd maakt wel deel uit van de beoordeling van de SVI op het niveau van de biogeografische regio, zoals aan bevolen door de Europese Commissie.

Op dezelfde wijze kan de LSVI-score aangevuld worden met een trend-indicatie:

- als een soort met een gunstige kwaliteit opschuift in de richting van de grenswaarde dan is de toestand ‘gunstig, verslechterend’ (G-); schuift de toestand verder van die grenswaarde weg dan is deze ‘gunstig, verbeterend’ (G+);
- als een soort met een ongunstige kwaliteit opschuift in de richting van de grenswaarde dan is de toestand ‘ongunstig, verbeterend’ (O+), schuift de toestand verder van die grenswaarde weg dan is deze ‘ongunstig, verslechterend’ (O-).

Bepalen van significante trends op lokaal niveau is echter niet evident. Daartoe zijn voldoende ruimtelijke gespreide en temporeel herhaalde metingen met voldoende precisie nodig. Bv. als men altijd op een zelfde locatie meet doorheen de tijd kan hieruit een trend bepaald worden. Of ook: door te meten via een representatieve steekproef voor een gebied kunnen trends voor dat gebied bepaald worden.

5.3 Schaalniveau

Lokale populatie (al dan niet als deel van een metapopulatie), die op haar beurt kan bestaan uit één of meerdere plaatsen waar de soort aanwezig is en waartussen uitwisseling van genetische informatie (genen of individuen) frequent plaatsvindt.

5.4 Criteria

De lokale staat van instandhouding omvat twee criteria die concreet geëvalueerd worden via een aantal meetbare indicatoren: de toestand van de populatie en de toestand van het leefgebied, en dit naar analogie met de criteria van de regionale SVI. Het criterium areaal is op het lokale niveau echter niet relevant, en een aantal drukken en bedreigingen worden impliciet in de beoordeling meegenomen via meetbare leefgebied- en populatie-indicatoren. Een trendcriterium wordt niet beschouwd in de beoordelingstabellen (zie ook hoger), noch voor de populatiegrootte, noch voor de omvang van de leefgebieden. De lokale staat is immers een momentopname. De ontwikkelingen in de tijd worden wel meegenomen bij de beoordeling van de SVI op biogeografische niveau.

De aard en het aantal indicatoren verschilt al naargelang de soort of soortengroep.

5.5 Beoordelingsklassen

Enigszins analoog aan de regionale SVI wordt hier de tweedeling gunstig-ongunstig gehanteerd. De LSVI is gunstig als de populatie een levensvatbare component vormt in het leefgebied en zichzelf in stand kan houden op lange termijn zonder al te veel menselijke tussenkomst (weliswaar rekening houdend met het eventuele halfnatuurlijke karakter van het leefgebied). Die leefbaarheid is enkel gegarandeerd bij kwalitatief toereikend en voldoende leefgebied en een ecologische verbinding tussen de onderdelen van het leefgebied. De opdeling van de ongunstige toestand in matige en zeer ongunstig (zoals bij RSVI) is achterwege gelaten omwille van een gebrek aan voldoende gefundeerde drempelwaarden.

6 Doelstelling van dit rapport

In dit rapport wordt het begrip ‘lokale staat van instandhouding’ (LSVI) toegelicht en uitgewerkt voor de Vlaamse soorten van de Habitatrichtlijn (Bijlagen II, IV). Analoge rapporten voor de habitattypen van de Habitatrichtlijn (Oosterlynck *et al.* 2020) en voor de vogelsoorten van de Vogelrichtlijn werden eveneens opgemaakt (Vermeersch *et al.* 2020).

Voor de 47 in Vlaanderen voorkomende soorten uit Bijlagen II en IV van de Habitatrichtlijn (zie Tabel 2) worden beoordelingstabellen opgesteld. Hierin wordt de lokaal gunstige staat van instandhouding gedefinieerd op basis van een reeks indicatoren. Deze indicatoren vormen de vertaling van het voorkomen en de ecologische vereisten van elke soort. De tabellen zijn gebaseerd op de huidige nationale en internationale ecologische kennis.

Er is getracht de indicatoren zo eenvoudig en meetbaar mogelijk te houden. In sommige gevallen moet echter ook een aantal moeilijker te evalueren indicatoren beschouwd worden om een juist beeld van de LSVI te krijgen. In het geval van genetische criteria zijn, waar mogelijk, afgeleide meetbare variabelen opgenomen, zoals bv. minimale grootte van het leefgebied. Bovendien zijn een aantal soorten niet eenvoudig waar te nemen. Voor een aantal soorten of soortengroepen is gedegen achtergrondkennis rond de herkenning, de inventarisatiemethoden en de voorgestelde technieken noodzakelijk.

Niettegenstaande de onderzoeksinspanningen voor de vermelde soorten sterk opgedreven zijn, blijven een aantal indicatoren empirisch weinig onderbouwd. De theoretische onderbouwing verklaart veel van de waargenomen veranderingen in populaties. Voor een aantal soorten bleken er ook tekortkomingen en onzekerheden in het model. De complexiteit en de lange tijdsperiode die experimenten rond populatietrends, extinctie en kolonisatie, genetische verarming en dergelijke vergen, maken echter dat het in de meeste gevallen niet mogelijk is voor elke soort en elk criterium, een sluitende wetenschappelijke bewijsvoering voor te leggen. Het ecologisch sluitend vastleggen van alle criteria om te kunnen spreken van ‘gunstige staat van instandhouding’ is niet mogelijk. Dit rapport tracht met de huidige kennis een zo zorgvuldig mogelijke uitspraak te doen. Voortschrijdend inzicht in de Vlaamse situatie kan echter leiden tot een bijstelling van de indicatoren.

Tabel 2: Overzicht van de soorten waarvoor in dit rapport een beoordelingstabel is opgesteld. De Bijlage(n) waarin elke soort opgenomen is volgens de Europese en de Vlaamse regelgeving worden vermeld evenals de huidige Rode-Lijststatus in Vlaanderen (zie www.inbo.be/nl/rode-lijsten-vlaanderen). De 'Categorie populatiebeoordeling' geeft aan of de populatiebeoordeling haalbaar en nuttig is op lokale schaal (Cat. 1), op bovenlokale schaal (Cat. 2) op regionale schaal (Cat. 3), of niet toepasbaar (Cat. 0) (zie tekst, 7.8). Onder Rode-Lijststatus wordt de gevalideerde en in het Belgisch Staatsblad (BS) vastgestelde status vermeld conform de IUCN-beoordeling. De status wordt in cursief aangegeven wanneer deze (nog) niet gepubliceerd werd in het BS en dus (nog) niet werd vastgesteld.

N2000-code	Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	Bijlage Europa ¹			Bijlage Vlaanderen ²		Rode-Lijststatus	Categorie populatiebeoordeling
			II	IV	V	II	III		
Amfibieën en reptielen									
1166	<i>Triturus cristatus</i>	Kamsalamander	•	•		•	•	Kwetsbaar	1
1191	<i>Alytes obstetricans</i>	Vroedmeesterpad		•			•	Bedreigd	1
1197	<i>Pelobates fuscus</i>	Knoflookpad		•			•	Ernstig bedreigd	1
1202	<i>Bufo calamita</i>	Rugstreepad		•			•	Kwetsbaar	1
1203	<i>Hyla arborea</i>	Boomkikker		•			•	Ernstig bedreigd	1
1207	<i>Pelophylax lessonae</i>	Poelkikker		•			•	Bijna in gevaar	1
1214	<i>Rana arvalis</i>	Heikikker		•			•	Kwetsbaar	1
1283	<i>Coronella austriaca</i>	Gladde slang		•			•	Bedreigd	1
Geleedpotigen									
1040	<i>Gomphus flavipes</i>	Rivierrombout		•			•	Onvoldoende gekend	2
1042	<i>Leucorrhinia pectoralis</i>	Gevlekte witsnuitlibel	•	•		•	•	Ernstig bedreigd	2
1078	<i>Callimorpha quadripunctaria</i> ¹	Spaanse vlag	•			•	-		2
1083	<i>Lucanus cervus</i>	Vliegend hert	•	•		•		<i>Bedreigd</i>	1

N2000- code	Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	Bijlage Europa ¹			Bijlage Vlaanderen ²		Rode-Lijststatus	Categorie populatie- beoordeling
			II	IV	V	II	III		
Planten en mossen									
1393	<i>Hamatocaulis vernicosus</i>	Geel schorpioenmos	•			•	•	-	0
1614	<i>Apium repens</i>	Kruipend moerasscherm	•	•		•	•	Ernstig bedreigd	0
1831	<i>Luronium natans</i>	Drijvende waterweegbree	•	•		•	•	Kwetsbaar	1
1903	<i>Liparis loeselii</i>	Groenknolorchis	•	•		•	•	Ernstig bedreigd	0/1
Slakken									
1014	<i>Vertigo angustior</i>	Nauwe korfslak	•			•		<i>Met uitsterven bedreigd</i>	0
1016	<i>Vertigo moulinsiana</i>	Zeggekorfslak	•			•		<i>Met uitsterven bedreigd</i>	0
4056	<i>Anisus vorticulus</i> ¹	Platte schijfhoren	•	•		•		-	1
Vissen en rondbekken									
1096	<i>Lampetra planeri</i>	Beekprik	•			•		Kwetsbaar	1
1099	<i>Lampetra fluviatilis</i>	Rivierprik	•		•	•		Kwetsbaar	3
1103	<i>Alosa fallax fallax</i> ¹	Fint	•		•	•		Ernstig bedreigd	3
1106	<i>Salmo salar</i> ¹	Zalm	•		•	•		Ernstig bedreigd	3
1134	<i>Rhodeus sericeus amarus</i>	Bittervoorn	•			•		Momenteel niet bedreigd	1
1145	<i>Misgurnus fossilis</i>	Grote modderkruiper	•			•		Ernstig bedreigd	1
1149	<i>Cobitis taenia</i>	Kleine modderkruiper	•			•		Bijna in gevaar	1

N2000- code	Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	Bijlage Europa ¹			Bijlage Vlaanderen ²		Rode-Lijststatus	Categorie populatie- beoordeling
			II	IV	V	II	III		
1163	<i>Cottus gobio</i>	Rivierdonderpad	•			•		Kwetsbaar	1
Zoogdieren									
1304	<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>	Grote hoefijzerneus	•	•		•	•	Regionaal uitgestorven	3
1308	<i>Barbastella barbastellus</i>	Mopsvleermuis	•	•		•	•	Regionaal uitgestorven	3
1309	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	Gewone dwergvleermuis		•			•	Momenteel niet bedreigd	3
1309	<i>Pipistrellus pygmaeus</i>	Kleine dwergvleermuis		•			•	Onvoldoende data	3
1312	<i>Nyctalus noctula</i>	Rosse vleermuis		•			•	Kwetsbaar	3
1314	<i>Myotis daubentonii</i>	Watervleermuis		•			•	Momenteel niet bedreigd (winter) Bijna in gevaar (zomer)	3
1317	<i>Pipistrellus nathusii</i>	Ruige dwergvleermuis		•			•	Momenteel niet bedreigd	3
1318	<i>Myotis dasycneme</i>	Meervleermuis	•	•		•	•	Bedreigd	3
1320	<i>Myotis brandtii</i>	Brandt's vleermuis		•			•	Onvoldoende data	3
1330	<i>Myotis mystacinus</i>	Baardvleermuis		•			•	Onvoldoende data (winter) Momenteel niet bedreigd (zomer)	3
1321	<i>Myotis emarginatus</i>	Ingekorven vleermuis	•	•		•	•	Kwetsbaar (winter) Bedreigd (zomer)	3
1322	<i>Myotis nattereri</i>	Franjestaart		•			•	Onvoldoende data (zomer) Momenteel niet bedreigd (winter)	3
1323	<i>Myotis bechsteinii</i>	Bechsteins vleermuis	•	•		•	•	Bedreigd	3
1324	<i>Myotis myotis</i>	Vale vleermuis	•	•		•	•	Ernstig bedreigd	3

N2000- code	Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	Bijlage Europa ¹			Bijlage Vlaanderen ²		Rode-Lijststatus	Categorie populatie- beoordeling
			II	IV	V	II	III		
1326	<i>Plecotus auritus</i>	Gewone grootoorvleermuis		•			•	Bijna in gevaar	3
1329	<i>Plecotus austriacus</i>	Grijze grootoorvleermuis		•			•	Bedreigd	3
1327	<i>Eptesicus serotinus</i>	Laatvlieger		•			•	Kwetsbaar	3
1331	<i>Nyctalus leisleri</i>	Bosvleermuis		•			•	Bedreigd	3
1337	<i>Castor fiber</i>	Bever	•	•		•	•	Kwetsbaar	2
1339	<i>Cricetus cricetus</i>	Hamster		•			•	Ernstig bedreigd	1
1341	<i>Muscardinus avellanarius</i>	Hazelmuis		•			•	Ernstig bedreigd	1
1355	<i>Lutra lutra</i>	Otter	•	•		•	•	Ernstig bedreigd	2/3

¹ zie Richtlijn inzake de instandhouding van de natuurlijke habitats en de wilde flora en fauna (92/43/EEG, 21 mei 1992); Bijlage II: dier- en plantensoorten van communautair belang voor de instandhouding en waarvoor aanwijzing van Speciale Beschermingszones vereist is; Bijlage IV: dier- en plantensoorten van communautair belang die strikt beschermd moeten worden.

² zie decreet van 19 juli 2002 (BS 31/08/2002) met wijziging van het Natuurdecreet

7 Algemene genetische criteria voor de instandhouding van populaties

Joachim Mergeay & An Vanden Broeck

7.1 Inleiding

Sinds 2012 stelt het EU-richtlijnboek voor het bepalen van de staat van instandhouding op biogeografisch niveau expliciet dat de gunstige staat van instandhouding niet enkel op basis van ecologische, maar ook op basis van genetische kenmerken moet bepaald worden (Evans & Arvela, 2012). De Conventie Biologische Diversiteit (CBD) erkent, naast de diversiteit van ecosystemen en soorten, ook het belang van de diversiteit binnen soorten en de genetische diversiteit binnen populaties. Genetische criteria vormen daardoor ook een essentieel onderdeel van een beoordelingskader voor de gunstige staat van instandhouding. Genetische diversiteit kan een beslissende rol spelen in de demografische evolutie van een lokale populatie, vooral wanneer inteelt (voortplanting tussen verwante individuen) negatieve effecten heeft op rekrutering en stresstolerantie (Laikre *et al.* 2009). In kleine populaties gaat genetische diversiteit sneller verloren dan in grote populaties, en tegelijk treedt inteelt er sneller op. Dit kan gemitigeerd worden door de lokale populatie te vergroten, of door ze functioneel te verbinden met andere (deel)populaties. In dit laatste geval wordt verlies van genetische diversiteit op het niveau van de deelpopulatie gecompenseerd door genmigratie vanuit andere populaties. Om die reden wordt de lokale staat van instandhouding niet bepaald door enkel de lokale grootte van de deelpopulatie, maar door de grootte van de totale metapopulatie en door de graad van verbondenheid tussen de deelpopulaties. De mate waarin een (individueel) soort geneigd is tot dispersie wordt beschouwd als een soortgebonden eigenschap.

In dit rapport worden criteria vastgelegd voor behoud van genetische diversiteit, hetgeen zich vertaalt in kritische grenswaarden voor de grootte van de (meta)populatie en voor de verbondenheid tussen deelpopulaties. We baseren ons hiervoor op Mergeay (2012). Afhankelijk van de situatie en van de soort dient genetische variatie beoordeeld te worden op een plaatselijke schaal, voor een ruimere metapopulatie of voor de totale populatie (in de lidstaat) binnen de biogeografische regio. Deze genetische criteria zijn aanvullend aan de andere criteria (trend, behoud van areaal, regionale SVI). In sommige gevallen geven genetische criteria aanleiding tot strengere dan wel minder strenge grenswaarden. Desgevallend zijn de strengste grenswaarden doorslaggevend.

7.2 Populatie: definitie en implicaties voor de SVI

Een populatie is de som van individuen die in rechtstreekse interactie met elkaar staan. In de ecologie en populatiegenetica slaat de term **deelpopulatie** op een groep van individuen van dezelfde soort met een willekeurige partnerkeuze. Dit wil zeggen dat, als de kans dat twee individuen zich met elkaar voortplanten voor alle individuen uit de beschouwde entiteit gelijk is, men deze entiteit als een deelpopulatie kan beschouwen (vaak kortweg "populatie" genoemd). Deelpopulaties die onderling individuen – en dus genen – uitwisselen (maar minder dan verwacht op basis van een willekeurige partnerkeuze over het totaal aantal individuen) vormen samen een **metapopulatie**: een netwerk van verbonden deelpopulaties. In de populatie-ecologische literatuur kan een metapopulatie ook slaan op een netwerk van leefgebieden die al dan niet bezet zijn, en waarbij de nadruk niet zozeer ligt op genetische uitwisseling, maar op de interactie tussen kolonisatie en extinctie in functie van de grootte van een leefgebied en de verbondenheid met andere leefgebieden (Hanski, 1999). In de context van de LSVI definiëren we metapopulatie iets enger, namelijk als een netwerk van deelpopulaties die elke generatie individuen uitwisselen en daardoor als functioneel verbonden beschouwd worden (zie 7.5.3). Binnen een regio kunnen meerdere zulke metapopulaties voorkomen, die samen de **totale populatie** vormen (Figuur 3). De verschillende metapopulaties zijn daarbij niet (of nauwelijks) functioneel verbonden met elkaar.

Een deelpopulatie is dus een eerder theoretisch gegeven en is op het terrein soms moeilijk af te bakenen. Dit conflicteert enigszins met de doelstelling van de LSVI, waar er doorgaans wel een gebiedsgerichte, en dus landschappelijk expliciete, benadering gehanteerd wordt. Wanneer beide benaderingen conflicteren wordt het zeer moeilijk om genetische criteria voor de lokale SVI te hanteren. Dit kan echter wel op een hoger hiërarchisch (en doorgaans geografisch) niveau gebeuren (bv. GSVI, RSVI), maar vaak overschrijdt de dan beschouwde metapopulatie (of totale populatie) de grenzen van het areaal van de lidstaat, en dus ook de schaal waarop de lidstaat verplicht is te rapporteren. Wanneer de ecologische vereisten die een soort kenmerken, duidelijk verspreid zijn over verschillende biotopen, die vaak discontinu aanwezig zijn, wordt het bovendien zeer moeilijk om zelfs maar het leefgebied (~ habitat van een soort, *sensu* Dennis *et al.* 2003) te karakteriseren. Bijvoorbeeld een

watervleermuis (*Myotis daubentonii*) heeft nood aan zowel insectenrijke waterpartijen, oud loofbos, overwinteringsplaatsen als grotten, ... Deze drie vereisten kunnen landschappelijk sterk gescheiden zijn. Dieren uit dezelfde zomerkolonie kunnen verschillende overwinteringsplaatsen hebben en vice versa. De paarvorming bij vleermuizen gebeurt echter in de overwinteringsplaatsen, waardoor vanuit genetisch standpunt de populatie op dat niveau zou kunnen afgebakend worden. Het is echter onduidelijk in welke mate de dieren jaar na jaar trouw zijn aan dezelfde overwinteringsplaatsen, en de populatie (vanuit genetisch standpunt) dus niet verspreid is over een reeks overwinteringsplaatsen. Enerzijds is er in dit geval dus onvoldoende kennis van de ecologie en populatiestructuur van vleermuizen om populaties betrouwbaar af te bakenen. Anderzijds is de dispersiecapaciteit van de meeste, zo niet alle, vleermuizen dermate hoog dat een lokale benadering van de staat van instandhouding niet via populatie-gebaseerde criteria kan gebeuren.

Deze belemmeringen nemen niet weg dat de algemene criteria voor behoud van genetische diversiteit nog steeds wetenschappelijk geldig zijn, alleen is het soms niet eenvoudig om ze te implementeren op lokale of regionale schaal, en op schaal van de biogeografische regio. Op Europese schaal moet de implementatie plaats vinden door afstemming met andere lidstaten. In Tabel 2 wordt aangeduid in welke mate de genetische criteria toepasbaar zijn op deelpopulaties, metapopulaties en totale populaties in Vlaanderen of Europa.

Criteria voor genetische diversiteit zijn in eerste instantie nuttig voor soorten met duidelijk ruimtelijk afgebakende populaties. Doorgaans kan men stellen dat voor LSVI genetische criteria vooral aangewezen zijn wanneer het leefgebied landschappelijk aaneensluitend is, en wanneer de dispersiecapaciteit eerder beperkt is zodat het mogelijk is om aan de hand van vuistregels af te leiden of groepen van individuen gescheiden metapopulaties vormen. Zo kan men bv. met zekerheid stellen dat boomkikker aan de Belgische Oostkust een metapopulatie heeft die onafhankelijk is (volledig gescheiden is) van de metapopulatie van Zonhoven, die op zich gescheiden is van de populatie in Maasmechelen.

Genetisch onderzoek kan helpen om te bepalen of en in welke mate er sprake is van een lokale populatiestructuur, en wanneer men verschillende deelpopulaties of metapopulaties dient te beschouwen voor de evaluatie van de instandhouding van de soort.

7.3 Hoeveel genetische diversiteit is nodig?

Er is geen algemene vuistregel die stelt hoeveel genetische diversiteit nodig is voor duurzaam behoud van populaties. Dit heeft onder meer te maken met het gegeven dat de genetische diversiteit die men doorgaans meet, de neutrale genetische diversiteit is, die enkel een functie is van de demografische geschiedenis van een populatie, gevormd door mutaties, migratie en genetische drift. Het verlies van fitness door inteelt (inteeltdepressie) is daarentegen het gevolg van een verlaging van de genetische diversiteit op specifieke delen van het genoom die onder natuurlijke selectie staan, en die zich doorgaans anders gedragen dan neutrale merkers. Bovendien is de genomische architectuur van organismen zodanig complex dat er geen universele aanpak mogelijk is.

Wat echter wel mogelijk is, is het nagaan van de randvoorwaarden om de nog aanwezige genetische diversiteit op lokale (deelpopulatie), supralokale (metapopulatie) en gewestelijke tot regionale schaal (totale populatie binnen de biogeografische regio, al dan niet beperkt tot de lidstaat in kwestie) te behouden. De genetische criteria die hier worden gebruikt zijn gericht op het bepalen van de minimale populatiegrootte waarbij het verwachte verlies van genetische diversiteit tot een wetenschappelijk aanvaard niveau wordt herleid.

7.4 Effectieve populatiegrootte

De snelheid waarmee genetische drift inwerkt op genetische diversiteit bepaalt de zogenaamde **effectieve populatiegrootte** N_e . Empirisch onderzoek op honderden soorten en populaties geeft aan dat de effectieve populatiegrootte gemiddeld grofweg tienmaal kleiner is dan het aantal volwassen individuen N_c (**de censuspopulatie**) in een populatie (Frankham 1995, Frankham *et al.* 2014). Een populatie van 500 volwassen individuen (N_c) met een effectieve grootte van 50 verliest genetische diversiteit even snel als een ideale populatie van slechts 50 individuen (een 'ideale' populatie is een diploide seksuele modelpopulatie waar het aantal individuen constant is over de generaties heen, er geen overlappende generaties zijn en elk individu twee nakomelingen heeft met binomiaal verdelingspatroon).

Nagenoeg alle theoretische afleidingen en berekeningen in de populatiegenetica gebruiken de effectieve populatiegrootte, en dit is dan ook een essentiële maatstaf bij het bepalen van een duurzame populatiegrootte.

Het verschil tussen N_c en N_e is in de eerste plaats toe te schrijven aan een grote variantie² in reproductiesucces (of familie grootte) tussen individuen. Hoe groter de variantie, hoe lager N_e .

De relatie tussen N_e en de censusgrootte N_c (aantal individuen in de populatie) wordt bepaald door vergelijking 1:

$$N_e = \frac{\bar{k}N_c - 1}{\bar{k} - 1 + V_k/\bar{k}} \quad (\text{Vergelijking 1})$$

waarbij N_e = effectieve populatiegrootte

N_c = censuspopulatiegrootte

V_k = variantie in familie grootte

\bar{k} = gemiddelde familie grootte

Stel dat je een censuspopulatie hebt met 10 individuen, en een aantal nakomelingen dat als volgt verdeeld is over deze individuen [0, 2, 2, 3, 2, 3, 2, 5, 1, 0]. Het gemiddeld aantal nakomelingen is 2, en de variantie is eveneens 2. De effectieve grootte N_e is hier bijna gelijk aan de census grootte ($N_e=9.5$). Stel dat de verdeling evenwel als volgt is [0, 1, 0, 0, 0, 13, 4, 2, 0, 0] dan is de effectieve grootte veel kleiner dan N_c ($N_e=2.2$), omdat het reproductiesucces tussen individuen veel variabelere is. De vaak gehoorde stelling dat de effectieve grootte gelijk is aan het aantal zich voortplantende individuen is overigens een misvatting.

7.5 Genetische criteria voor de lokale, regionale en totale populatie

7.5.1 Totale populatiegrootte op schaal van de biogeografische regio

Bij een effectieve populatiegrootte $N_e > 1000$ individuen wordt het verlies aan genetische diversiteit net voldoende gecompenseerd door het ontstaan van nieuwe mutaties in de populatie (Franklin & Frankham 1998, aangepast door Frankham *et al.* 2014). Men kan dus stellen dat bij deze totale effectieve populatiegrootte er voldoende genetische diversiteit behouden wordt zonder grote nadelige effecten op fitness op korte termijn (via inteelt) en op lange termijn (door behoud van voldoende evolutionair potentieel). Aangezien doorgaans de censuspopulatiegrootte N_c gemiddeld tienmaal groter is dan de effectieve populatiegrootte (maar met aanzienlijke verschillen tussen soorten) (Frankham 1995), betekent dit dat de criteria voor de regionale SVI, indien ze niet reeds expliciet bepaald werden, op ca. 10.000 individuen worden vastgelegd om als duurzaam beschouwd te kunnen worden voor behoud van genetische diversiteit. Dit kan soort per soort vertaald worden naar de grootte (en kwaliteit) van het leefgebied dat hieraan voldoet. Wanneer voor een soort geen specifieke uitwerking van de werkelijke populatiegrootte gekend zijn, geldt dit criterium (d.i. een totale censusgrootte van > 10.000 adulten) dan ook als maatstaf voor de gunstige SVI inzake populatiegrootte voor de beschouwde biogeografische regio.

7.5.2 Metapopulatiegrootte

Voor metapopulaties wordt de minimale populatiegrootte voor behoud van de genetische diversiteit op lange termijn gelijkgesteld met een populatie die maximaal 5% van zijn verwachte heterozygositeit³ H verliest door genetische drift gedurende een periode van 100 jaar (voorgesteld als N_{e95}). Dit getal is afgeleid uit Hamilton (2009; Vergelijking 2) en komt overeen met het criterium van Allendorf & Ryman (2002), die een behoud van 95% tot 90% van de genetische diversiteit over een periode van 100 tot 200 jaar nastreven in het kader van levensvatbaarheidsanalyses.

² Variantie is het gemiddelde van het kwadraat van de afwijkingen van een waarde ten opzichte van het gemiddelde, en is een maat voor de spreiding van gegevens. Hoe groter de spreiding, hoe groter de variantie.

³ De verwachte heterozygositeit is een index van genetische diversiteit die de kans weergeeft dat twee willekeurig bemonsterde allelen (varianten van een genetisch locus) in een beschouwde populatie verschillend zijn.

$$N_e \approx \frac{t}{-2 \ln\left(\frac{H_t}{H_0}\right)} \quad (\text{Vergelijking 2})$$

waarbij N_e = effectieve populatiegrootte

t = tijd (aantal generaties)

H_t = verwachte heterozygositeit in generatie t

H_0 = verwachte heterozygositeit in referentietoestand ($t=0$)

Dit cijfer is een functie van de generatietijd t : hoe korter de generaties van de soort elkaar opvolgen, hoe meer generaties er in een periode van 100 jaar gaan. H_t is de verwachte heterozygositeit in generatie t en H_0 de heterozygositeit in de referentietoestand. Wanneer we H_t/H_0 gelijk stellen aan 0.95 (we wensen maximaal 5% van de heterozygositeit te verliezen over een periode van 100 jaar) kunnen we vergelijking 2 oplossen voor $N_e = N_{e95}$. Tabel 3 geeft een weergave voor $t=1$ tot 10 jaar. In elke soortfiche wordt de geschatte generatieduur gebruikt als indicator voor de N_{e95} . Let op dat het gaat om de gemiddelde generatieduur, en niet de minimale generatieduur, wat voor iteropare soorten verschilt. Voor deze soorten is de gemiddelde generatieduur (d.i. de gemiddelde duur tussen twee opeenvolgende generaties van nakomelingen) een belangrijkere parameter om de genetische drift te schatten dan de minimale generatieduur. Een ouderdier van 10 jaar oud, dat voor het eerst geslachtsrijp was op 3-jarige leeftijd heeft ten opzichte van zijn jongste nakomelingen een generatieduur van 10 jaar. De gemiddelde generatieduur is dus een functie van de leeftjidsverdeling van adulten en hun vruchtbaarheid. Onder de assumptie dat er geen leeftjidsgerelateerde variatie is in vruchtbaarheid tussen adulten, is in een populatie met eerste reproductie op 3 jaar en een jaarlijkse overleving van adulten van 70% de gemiddelde leeftijd van de adulten ca. 5.2 jaar, en is de gemiddelde generatieduur dus ook 5.2 jaar.

Tabel 3: De effectieve populatiegrootte die minimaal vereist is om 95% van de verwachte heterozygositeit (H) te behouden over 100 jaar (N_{e95}) in functie van de generatieduur.

Generatieduur (jaar)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Aantal generaties per 100 jaar	100	50	33	25	20	17	14	13	11	10
N_e nodig voor behoud van 95% H over 100 jaar	975	487	325	244	195	162	139	122	108	97

Zoals eerder gesteld is de adulte censuspopulatiegrootte doorgaans tienmaal groter.

7.5.3 Deelpopulatiegrootte

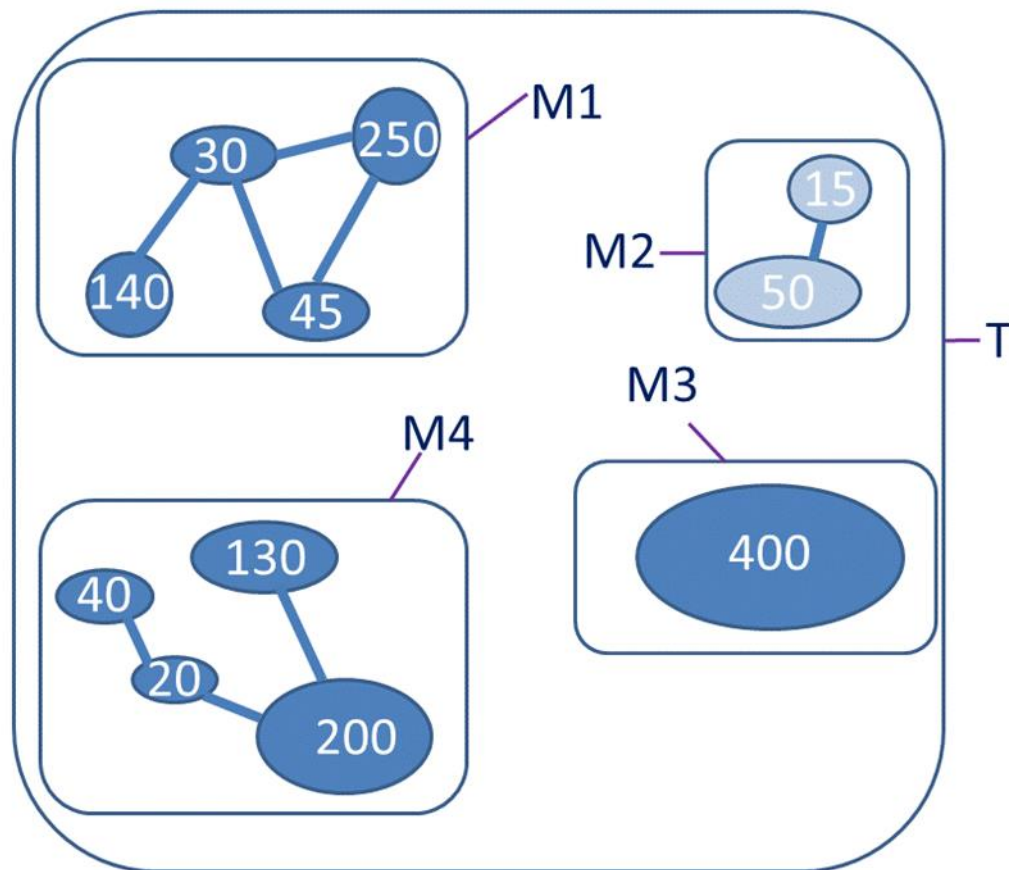
Op niveau van de deelpopulatie zijn er twee criteria: een deelpopulatie is in gunstige staat van instandhouding voor genetische criteria indien 1) ze functioneel verbonden is met andere deelpopulaties, en 2) indien de metapopulatie waarvan ze deel uitmaakt groter is dan N_{e95} . Functionele verbinding houdt in dat elke deelpopulatie gemiddeld genomen minstens één effectieve migrant per generatie ($Nem > 1$) uitwisselt met andere deelpopulaties (Mills & Allendorf 1996). Wanneer een deelpopulatie niet (functioneel) verbonden is, en dus geen deel uitmaakt van een metapopulatie, wordt het criterium voor de gunstige staat van instandhouding automatisch dat voor een metapopulatie: de geïsoleerde deelpopulatie moet op zichzelf voldoen aan N_{e95} (bv. M3 in Figuur 3). Een duurzame lokale populatiegrootte kan dus bekomen worden doordat een deelpopulatie op zich voldoende groot is (N_{e95}) of doordat ze voldoende verbonden is ($Nem > 1$) én deel uitmaakt van een voldoende grote metapopulatie (N_{e95}).

Dit impliceert ook dat de evaluatie van de lokale staat van instandhouding afhangt van de toestand van de metapopulatie. Is de metapopulatie niet groot genoeg, dan kan de LSVI niet gunstig worden beoordeeld, zelfs indien de populatie volgens de andere criteria gunstig wordt beoordeeld. Naar het beleid toe betekent dit dat zowel vergroten als verbinden kunnen leiden tot een gunstige toestand, omdat toevalseffecten in beide gevallen worden

verminderd. De minimale graad van connectiviteit ($Nem > 1$) geldt in het geval van een netwerk aan deelpopulaties, waarbij alle deelpopulaties even sterk met elkaar verbonden zijn.

Hoewel zowel grote als kleine deelpopulaties slechts één effectieve migrant⁴ per generatie vereisen, is het relatieve effect echter verschillend: bij een effectieve populatiegrootte van $N_e = 100$ volstaat een relatief kleine verbinding waarvan slechts 1/100 (één procent) van de deelpopulatie per generatie gebruik maakt. Bij een grootte van $N_e = 20$ moet per generatie 1/20 (vijf procent) van de deelpopulatie migreren om aan het minimale verbodingscriterium van één effectieve migrant per generatie te voldoen, hetgeen voor sommige soorten zeer veel is. De passeerbaarheid en dus de kwaliteit van een ecologische verbinding die twee kleine populaties met elkaar verbindt moet dus veel groter zijn dan tussen grote populaties. Omgekeerd, zeer grote deelpopulaties behoeven amper genetische verbinding om zich toch te gedragen als genetisch functioneel verbonden deelpopulaties.

Figuur 3 geeft een theoretische uitwerking van de criteria voor effectieve populatiegroottes op regionale schaal (Vlaanderen) en op schaal van de verschillende metapopulaties en deelpopulaties. In generieke termen kan men stellen dat het aantal volwassen individuen nodig om deze effectieve groottes te halen circa tienmaal groter is (Frankham 1995).



Figuur 3: Fictieve toestand van de totale populatie T van een soort met generatietijd 4 jaar, en een $N_{e95} = 244$, verdeeld over verschillende deelpopulaties (ellipsen) en metapopulaties (M1, M2, M3, M4). Enkel donkerblauwe deelpopulaties bevinden zich in een gunstige LSVI. Metapopulatie 2 voldoet niet aan het metapopulatiecriterium, waardoor ook de deelpopulaties zich niet in een gunstige SVI bevinden. Blauwe verbindinglijnen stellen genetische uitwisseling tussen deelpopulaties voor boven de kritische grens van één effectieve migrant per generatie.

⁴ De verhouding N_e tot N_e geldt ook voor migranten; als $N_e/N_e = 10$, dan heb je ook 10 migranten nodig om één effectieve migrant te bekomen.

Het getal binnen de ellips geeft de effectieve grootte van de deelpopulatie weer zonder mitigerend effect van genmigratie (N_e , l ; zie onder). De totale populatie T bestaat hier uit 11 deelpopulaties, die onderling al dan niet functioneel verbonden zijn met andere deelpopulaties (blauwe verbindingslijnen tussen ellipsen). Een deelpopulatie is functioneel verbonden met andere deelpopulaties (samen vormen deze een metapopulatie) als ze minstens één effectieve migrant per generatie ontvangt vanuit andere deelpopulaties. Aldus kan men 4 metapopulaties (M1-M4) onderscheiden. Drie van deze vier metapopulaties voldoen aan het metapopulatiecriterium, aangezien de som van hun effectieve populatiegroottes groter is dan N_{e95} (hier is $N_{e95}=244$ voor een soort met generatietijd van 4 jaar, zie Tabel 3). M3 bestaat uit een geïsoleerde deelpopulatie die niet verbonden is met andere deelpopulaties, maar ze voldoet op zich wel aan N_{e95} . De totale populatie is ook in een goede SVI, aangezien de som van de gunstige effectieve metapopulaties groter is dan 1000 (en de overeenkomstige censuspopulatiegrootte dus > 10.000 adulten). Metapopulatie M2 voldoet niet, en draagt niet bij tot het criterium $N_e > 1000$. Geïsoleerde leefgebieden die niet voldoende groot zijn om een populatie van die omvang te herbergen, worden niet als 'duurzaam' gezien. Ze voldoen pas aan het genetisch duurzaamheidsbegrip wanneer ze functioneel verbonden zijn (bijvoorbeeld door deel uit te maken van een metapopulatie) met andere populaties en de totale grootte van de metapopulatie N_{e95} overschrijdt. Ook de lokale deelpopulaties van M2 bevinden zich aldus niet in een gunstige LSVI.

In dit voorbeeld levert de LSVI-bepaling voor 9 van de 11 deelpopulaties een gunstige evaluatie op, en in 2 gevallen (deelpopulaties van M2) een ongunstige beoordeling (zie ook verder).

7.6 Kanttekeningen

De volgende kanttekeningen kunnen gemaakt worden bij de LSVI-beoordeling op basis van de genetische structuur en grootte van een populatie:

1. De bovenvermelde criteria zijn zeer generiek. Wanneer wetenschappelijk onderzoek op een welbepaalde soort afdoende bewijslast levert, in positieve dan wel negatieve zin, dienen deze criteria voor deze soort overeenkomstig te worden aangepast. Dat kan gaan over bv. de generatietijd van een soort (die tussen regio's kan variëren), over de verhouding tussen N_e en N_c (die kleiner of groter kan zijn dan $1/10$) e.d.
2. Genetische criteria geven aanleiding tot grenswaarden voor populatiegroottes (of afgeleide variabelen) en de mate van functionele verbinding tussen populaties. Het doel is om het behoud van de nog aanwezige neutrale genetische diversiteit *an sich* te vrijwaren. De grenswaarden gebaseerd op genetische criteria garanderen geen duurzaam behoud van populaties (zoals ook voor andere grenswaarden het geval is) omdat dit ook van andere aspecten kan afhangen. Desondanks mag men wel stellen dat behoud van genetische diversiteit een essentieel aspect is van duurzaam behoud van soorten en hun populaties (Laike *et al.* 2009).
3. Voor soorten waarbij de grenzen van deelpopulaties of metapopulaties de landsgrenzen of biogeografische regiogrenzen overschrijden, is het aangewezen om over deze grenzen heen een verdeelsleutel te hanteren, waarbij de som van de doelen per land getoetst wordt aan de genetische criteria. Op het einde van dit hoofdstuk gaan we dieper in op dit type van beperkingen per soortengroep.
4. Voor soorten met een lange generatietijd is het N_{e95} criterium lager in absolute termen dan voor soorten met een korte generatietijd. Hun effectieve groottes mogen dus kleiner zijn. Dit heeft een biologische verklaring. Soorten met een lange generatietijd zijn doorgaans ook grotere soorten met relatief minder nakomelingen dan soorten met een korte generatietijd (k-strategen versus r-strategen). De aard van de reproductiestrategie van een soort blijkt een uitstekende predictor te zijn van de genetische diversiteit van die soort (Romiguier *et al.* 2014). Soorten met een snelle reproductie (en doorgaans ook korte generatietijd) hebben dus van nature een hogere genetische diversiteit dan soorten met een trage reproductie. Ook naar fitness en de efficiëntie van selectie toe is het logisch dat de lat naar neutrale genetische diversiteit lager ligt bij soorten met een langere generatietijd: een langlevend organisme wordt met zijn specifieke genetische configuratie (zowel voordelen als mankementen) veel langer blootgesteld aan selectie, en aan soms sterk verschillende selectiekrachten. Zelfs zwakke natuurlijke selectie kan daardoor veel langer en daardoor efficiënter inwerken op individuen. Men kan dus verwachten dat in stabiele populaties nadelige combinaties van allelen (bv. door inteelt) bij langlevende organismen veel efficiënter worden uitgefilterd dan bij kortlevende organismen. Omgekeerd zullen ook licht voordelige varianten beter behouden worden in populaties van langlevende organismen, terwijl de kans bij kortlevende organismen groter is dat voordelige varianten door genetische drift (toeval) worden geëlimineerd.

7.7 Bepalen van effectieve populatiegrootte en genmigratie

Het accuraat kunnen bepalen van de effectieve grootte van populaties op verschillende hiërarchische niveaus is essentieel voor de concrete implementatie van genetische criteria in het natuurbeleid. Het inschatten van een effectieve populatiegrootte vereist ofwel gedetailleerde demografische gegevens (om de variantie in reproductiesucces te bepalen en zo via de censusgrootte de effectieve grootte te bepalen), ofwel genetisch onderzoek om rechtstreeks de effectieve grootte te bepalen. Er zijn meerdere genetische methodes beschikbaar om de effectieve grootte van een populatie te bepalen, allen onderhevig aan welbepaalde modelmatige assumpties. De keuze van de methode hangt af van deze assumpties en bepaalde kenmerken van de bestudeerde populaties. Deze methodes geven niet enkel inzicht in de omvang van de populatie en/of metapopulatie, maar ook van het aantal effectieve migranten en bijgevolg dispersieafstanden (bv. Geeraerts & Mergeay 2012; Swaegers *et al.* 2013; Laikre *et al.* 2016). Naast het bepalen van de effectieve populatiegrootte via genetisch onderzoek, zijn er onrechtstreekse methodes die een schatting maken omtrent het potentieel verlies aan genetische diversiteit en de toestand van een populatie. Onrechtstreekse methodes die zich baseren op de relatie tussen N_e en een andere variabele X kunnen deze variabele X gebruiken om een idee te krijgen van N_e of van de nodige randvoorwaarden om deze N_e te bereiken. Bijvoorbeeld, wanneer men de minimale leefgebiedvereisten kan uitdrukken als een oppervlaktemaat per individu, en men kent de N_e/N_c verhouding, dan is het mogelijk om de minimale oppervlakte te berekenen die nodig is om een metapopulatie van grootte N_{e95} te huisvesten. Wanneer niet aan deze vereisten voldaan is, is er een sterke indicatie dat de gunstige toestand niet bereikt kan worden (zie bv. Mergeay & Van Hove 2013 voor een concrete uitwerking en oppervlakkige evaluatie voor amfibieën en reptielen van de Habitatrichtlijn). Waar mogelijk geven we zulke afgeleide leefgebiedvereisten aan in de soortenfiches, om een approximatieve evaluatie van de LSVI-potenties voor het behoud van genetische diversiteit te bepalen.

7.8 Praktische implementatie van genetische criteria per soort

De praktische toepassing van de genetische criteria voor de bepaling van de staat van instandhouding, en de geografische schaal waarop we dit kunnen implementeren verschilt sterk tussen soorten, en hangt af van hun dispersiecapaciteit, gemiddelde individuele oppervlakte-eisen en de graad van versnippering van hun huidige populaties. De soorten zijn opgesplitst in drie categorieën die weerspiegelen op welke niveau de evaluatie haalbaar en nuttig is. We onderscheiden de lokale schaal (**Cat. 1**; doorgaans binnen een SBZ), de bovenlokale schaal (**Cat. 2**; doorgaans binnen de gewestgrenzen) en de regionale tot Europese schaal (**Cat. 3**) (zie Tabel 2). Per categorie worden hieronder ter duiding enkele soorten toegelicht. Sommige soorten kunnen onder meerdere categorieën vallen, afhankelijk van het feit of de beschouwde populatie zeer lokaal voorkomt of geografisch geïsoleerd is, dan wel eerder verspreid is over een veel grotere oppervlakte. Tenslotte beschouwen we ook een **categorie 0** (buiten categorie), die aangeeft dat genetische criteria op basis van het risico op inteeltdepressie niet nuttig worden geacht voor de bepaling van de SVI. Dit is in het bijzonder het geval bij soorten die intrinsiek beschermd zijn tegen inteeltdepressie, zoals obligaats asexueel voortplantende soorten of (bijna) obligaats zelfbevruchtende soorten.

In principe lenen vooral populaties van categorie 1 zich voor een strikte toepassing van de LSVI-criteria.

Categorie 1. Criteria: $N_m > 1$; metapopulatie $> N_{e95}$ en totale $N_e > 1000$, met m = de fractie migranten van een deelpopulatie, en N_m = het aantal effectieve migranten per generatie tussen deelpopulaties. Dit betreft veelal soorten met een beperkte dispersiecapaciteit (doorgaans < 1 km tot hooguit 10 km), en waarbij de individuele migratiebewegingen van de dieren doorgaans beperkt zijn tot geschikt leefgebied. Historische gegevens geven veelal aan dat binnen het grondgebied N_c veel groter was dan 10.000 individuen, en dat N_e dus waarschijnlijk ook groter was dan 1000. Slechts zelden worden sterk ongeschikte landschappen doorkruist bij migratiebewegingen. Wanneer dit toch gebeurt, is dat doorgaans het gevolg van overpopulatie als gevolg van een zeer gunstige toestand in geschikt leefgebied, of van passieve dispersie (wind, water, ...). Het leefgebied is meestal scherp afgegrensd van andere landschappen. Migratiebarrières zijn vaak aanwezig. Sterk geïsoleerde, versnipperde of gekrompen populaties van soorten die doorgaans tot categorie 2 horen kunnen best in categorie 1 beoordeeld worden.

Voorbeelden: gladde slang, kamsalamander, vliegend hert, hazelmuis, rivierdonderpad, drijvende waterweegbree.

Categorie 2. De grenzen van individuele metapopulaties zijn vaak vaag en overschrijden regelmatig de landsgrenzen. Dit betreft doorgaans soorten met een intermediaire dispersiecapaciteit (10-100 km). Individuele migratiebewegingen kunnen vaak ook doorheen ongunstig leefgebied gebeuren. Tot deze categorie kunnen ook sommige soorten met een eerder beperkte (actieve) dispersiecapaciteit behoren wanneer hun populaties zich

uitstrekken over grote afstanden, zoals in beken en rivieren. Doorgaans kan men enkel beoordelen of de populatie, vaak verspreid over meerdere gebieden, voldoende groot is om te beantwoorden aan het metapopulatiecriterium N_{e95} . Soms kunnen ook populaties van soorten met een hogere dispersiecapaciteit maar een zeer versnipperd voorkomen, ook binnen categorie 2 beoordeeld worden. Er zijn doorgaans binnen Europa meerdere duidelijk afgescheiden populaties te onderscheiden doordat er gaten zijn in de verspreiding die niet door normale dispersieafstanden overbrugd worden. De evaluatie van genetische criteria in categorie 2 is vooral relevant voor de GSVI.

Voorbeelden: Spaanse vlag, gevlekte witsnuitlibel, bever.

Categorie 3. De grenzen van individuele populaties, indien ze al gekend zijn, zijn doorgaans verdeeld over meerdere lidstaten. De totale populatie kan zelfs bestaan uit één enkele Europese populatie. Vaak echter zijn er meerdere metapopulaties, die zelf doorgaans over meerdere lidstaten uitgespreid zijn. Dit betreft doorgaans soorten met een hoge dispersiecapaciteit (>100 km) en een doorgaans breed maar soms versnipperd voorkomen doorheen verschillende delen van het Europese continent. Sommige fysiek duidelijk afgescheiden deelpopulaties of metapopulaties van de betreffende soort kunnen als categorie 2 of zelfs 1 beoordeeld worden. Populaties uit categorie 3 kunnen doorgaans enkel op Europese schaal (RSVI) beschouwd worden voor het criterium dat de totale effectieve populatie groter moet zijn dan 1.000.

Voorbeeld: Atlantische zalm, rosse vleermuis, de meeste vogelsoorten (niet verder behandeld in dit rapport).

Buiten categorie (Cat. 0). Genetische criteria zijn het gemakkelijkst toepasbaar voor uitkruisende, zich geslachtelijk voortplantende soorten. Soorten die zich voornamelijk ongeslachtelijk, vegetatief voortplanten, of die nagenoeg volledig zelfbevruchtend of zelfbestuivend zijn, gedragen zich op vlak van behoud van genetische diversiteit soms sterk verschillend van de theorie die hierboven beschreven werd. Om deze reden passen we voor deze soorten de genetische criteria voor de bepaling van LSVI niet toe, alhoewel ze in principe wél toepasbaar zijn op deze soorten (Wang 2016). Soorten die zich in sommige populaties geslachtelijk en elders ongeslachtelijk voortplanten (bv. kleine modderkruiper) worden als seksueel beschouwd en hiervoor zijn genetische criteria dan wél bruikbaar.

Voorbeeld: zeggekorfslak, groenknolorchis.

Tabel 2 geeft aan tot welke categorie elke soort in Vlaanderen hoort.

8 Structuur en inhoud van de soortenfiches

8.1 Verspreiding

De actuele verspreiding wordt via rode stippen weergegeven op een kaart van Vlaanderen. De Speciale Beschermingszones worden als achtergrond in de verspreidingskaarten getoond. Kenmerkend voor de meeste gegevensbronnen is dat ze enkel informatie geven over het voorkomen van een soort, maar nauwelijks over het ontbreken van een soort. Voornamelijk bij minder onderzochte soortgroepen of moeilijk waarneembare soorten, wordt het verspreidingskaartje mede bepaald door de inspanning van de waarnemers.

De gebruikte data zijn hoofdzakelijk afkomstig van de portaalsite “Waarnemingen.be” en de zoogdierendatabank van Natuurpunt (dataset INBODATAVR_89), Voor enkele (meer zeldzame) soorten werden (daarnaast) data van INBO-experten gebruikt. Zowel de herkomst van de data als de tijdsperiode van de waarnemingen worden bij elke soort vermeld.

Voor vleermuizen werd op de verspreidingskaarten een onderscheid gemaakt tussen winterverblijfplaatsen (rode stippen) en zomerwaarnemingen (UTM 5km-hokken).

In vergelijking met de eerste versie van dit rapport (Adriaens *et al.* 2008) werden de kaartjes aangevuld met nieuwe kennis over de verspreiding. Door de lange tijd tussen de verwerking van de commentaren op de eerste versie en de publicatie van voorliggend rapport geven de kaartjes evenwel niet de meest recente verspreiding. De periode waarvoor de verspreidingsgegevens getoond worden in de kaarten staat steeds expliciet vermeld in het bijschrift.

8.2 Leefgebied en ecologie

Het leefgebied en de ecologie van elke soort wordt steeds bondig beschreven als achtergrondinformatie maar ook om sommige criteria van de beoordelingstabel te concretiseren. De meeste teksten zijn in belangrijke mate gebaseerd op de soortenfiches zoals beschreven in Decler (2007).

8.3 Toelichting bij de methodiek

Waar nodig wordt extra toelichting gegeven bij de manier waarop bepaalde indicatoren in de beoordelingstabel geëvalueerd moeten worden (bv. populatiegrootte/densiteit, populatiestructuur/voortplantingsstructuur, kwaliteit leefgebied, monitoringstijdstip en -frequentie).

8.4 Beoordelingstabel

De beoordelingstabel bevat de indicatoren die noodzakelijk zijn voor het beoordelen van de staat van instandhouding van een lokale populatie.

De indicatoren worden gegroepeerd volgens twee criteria. Deze criteria hebben betrekking op enerzijds de populatie zelf (toestand populatie), en anderzijds op het leefgebied (kwaliteit leefgebied). Twee subcriteria die steeds terugkeren – althans waar mogelijk – bij de beschrijving van de toestand van de populatie zijn populatiegrootte/-densiteit en populatiestructuur (i.e. indicatie van reproductie). Voor soorten waarvan de metapopulatie het lokale niveau, of zelfs de regio- of landsgrenzen overschrijdt, kan het criterium “populatietoestand” evenwel niet gebruikt worden. Wél wordt het lokale voorkomen van de soort vereist voor ev. toepassing van de LSVI-bepaling.

In de beoordelingstabel worden indicatoren vermeld ter beoordeling van de grootte van een *populatie*. De manier waarop die geëvalueerd wordt, is mede ingegeven vanuit pragmatische overwegingen, nl. een praktische, haalbare, eenvoudige en gestandaardiseerde bemonstering. Waar mogelijk en van toepassing worden er ook meetbare criteria gegeven voor de grootte van een duurzame metapopulatie (N_{e95} of afgeleide criteria zoals aantal individuen of oppervlakte van het leefgebied), en de mate van connectiviteit tussen leefgebieden die hiervoor vereist is.

Aangezien de verschillende soortengroepen uiteenlopende ecologische vereisten hebben en populatiegroottes niet steeds op dezelfde manier geëvalueerd kunnen worden, kan de structuur van de tabel tussen soortengroepen sterk verschillen (bv. amfibieën: aquatische en terrestrische leefomgeving, vleermuizen: zomer-, winter- en jachtbiotoop).

De drempelwaarden voor de indicatoren werden per soort opgesteld op basis van bestaande nationale en internationale literatuur, aangevuld met de expertise van de auteurs en met waarden die in de buurlanden gebruikt worden. Indien nodig werden deze waarden aangepast aan de Vlaamse situatie. In de tekst en in de beoordelingstabel wordt, waar mogelijk, steeds gerefereerd naar de geraadpleegde bronnen.

Deels analoog met de regionale SVI (RSVI) wordt hier de tweedeling *gunstig-ongunstig* gehanteerd bij de beoordeling van de indicatoren. De LSVI is gunstig als de populatie een levensvatbare component vormt van de leefomgeving en zichzelf in stand kan houden op lange termijn zonder menselijke tussenkomst (weliswaar rekening houdend met het eventuele halfnatuurlijke karakter van de leefomgeving). Het onderscheid tussen een matig ongunstige en zeer ongunstige toestand is achterwege gelaten omwille van een gebrek aan voldoende onderbouwde drempelwaarden.

8.5 Literatuur

Zowel de literatuur waarnaar in de beschrijvende tekstgedeelten verwezen wordt, als de referenties in de beoordelingstabel zelf, worden voor elke soort afzonderlijk opgelijst.

8.6 Integratie en beoordeling

8.6.1 Algemeen

Het instrumentarium in dit rapport, dient om te bepalen of een populatie zich al dan niet in een gunstige toestand bevindt. Dit gebeurt aan de hand van een aantal indicatoren die elk afzonderlijk beoordeeld worden. Het grote voordeel van elke indicator afzonderlijk te beoordelen, is dat het duidelijk wordt waar de knelpunten zich bevinden en er zich concrete maatregelen opdringen om een gunstige staat van instandhouding te bereiken.

Toch kan het in sommige gevallen nuttig zijn om lokale beoordelingen samen te nemen, dus te integreren, zodat een meer globaal oordeel kan geveld worden over de toestand van een soort. De informatie kan op verschillende manieren geïntegreerd worden.

Een belangrijk aandachtspunt bij de verschillende manieren van integreren, is dat het geïntegreerd oordeel voldoende genuanceerd blijft. Zoniet gaat het nut van het werken met criteria en indicatoren onherroepelijk verloren.

Elke eindbeoordeling wordt finaal op zijn waarheidsgetrouwheid afgewogen (via een deliberatie). Indien ze zou afwijken van een eindbeoordeling bij strikte toepassing van de regels (zie 8.6.3), dient een degelijke argumentatie toegevoegd te worden.

Tabel 4: Schematische weergave van de manieren waarop de informatie over de lokale staat van instandhouding (LSVI) van een soort geïntegreerd kan worden naar een hoger schaalniveau. Zo kan een uitspraak gewenst zijn over de toestand, over de afzonderlijke criteria en indicatoren heen, binnen een (deel)populatie (P_x , groene pijl en arcering). Deze manier van integreren is vereist voor een globaal oordeel over de lokale staat van instandhouding. Ook kan voor een gebied waarin zich meerdere (deel)populaties bevinden, een uitspraak gewenst zijn over de toestand in het gebied volgens één van de verschillende criteria of indicatoren (I_x , oranje pijl en arcering).

Criteria & indicatoren	(Deel)populatie				ΣP
	1	n	
Populatietoestand					I_1
ind. 1					I_m
...					...
Kwaliteit leefgebied					...
...					...
ind. m					I_m
ΣI	P_1	P_n	$\Sigma \Sigma$

8.6.2 Criterium

Het is mogelijk dat een uitspraak gewenst is voor één van de twee criteria (populatietoestand of kwaliteit leefgebied).

Een criterium omvat één of (meestal) meerdere indicatoren. De beoordelingen van deze indicatoren moeten dus geïntegreerd worden tot één uitspraak per criterium. In dat geval wordt de score voor het criterium bepaald door de minst goed beoordeelde indicator. Is dus één indicator ongunstig, dan wordt het criterium in zijn totaliteit meteen ook ongunstig beoordeeld. De indicatoren zijn steeds verbonden met de logische operator “en”, tenzij de operator “of” expliciet vermeld wordt tussen indicatoren. Dus ook wanneer in het laatste geval de ene indicator duidt op een gunstige en de andere indicator op een ongunstige situatie, geldt steeds het ongunstige oordeel. In geval van een indicator waarover informatie ontbreekt om tot een betrouwbare uitspraak te komen wordt, rekening houdend met het relatieve belang van deze indicator, een degelijke argumentatie ter ondersteuning van de eindbeoordeling toegevoegd.

8.6.3 Populatie

Om een oordeel over de gehele populatie te vellen – het eigenlijke doel van het LSVI instrumentarium –, moeten alle indicatoren geïntegreerd worden (P_x).

Hiertoe worden eerst de indicatoren per criterium samengenomen zoals hierboven beschreven. Indien één van beide criteria ongunstig is, is ook hier het eindoordeel op populatieniveau ongunstig. Indien één van beide criteria onbekend is, is de toestand van de populatie eveneens onbekend.

8.6.4 Gebied

Indien er sprake is van meerdere populaties die geïsoleerd van elkaar aanwezig zijn in een groter gebied (evt. SBZ), waarover een globale uitspraak over de toestand van de soort gewenst is, moeten de resultaten van de beoordelingen per populatie eveneens geïntegreerd worden. In dit geval zijn er nog twee scenario's te onderscheiden: ofwel wordt er gevraagd naar één beoordeling van een bepaalde indicator over de populaties heen (I_x), ofwel wordt een totaaloordeel verwacht waarbij zowel een integratie van de populaties als van de criteria en indicatoren noodzakelijk is ($\Sigma \Sigma$). Beide scenario's overstijgen echter het opzet van dit rapport.

8.6.5 Regio

In het kader van art. 17 van de Habitatrichtlijn vraagt de Europese Commissie naar een oordeel over de staat van instandhouding op biogeografisch niveau binnen de grenzen van elke lidstaat. Idealiter is dit oordeel gebaseerd op de beoordeling van de individuele populaties die er zich bevinden, of een selectie ervan. Net zoals bij de integratie van de lokale staat van instandhouding in een bepaald gebied kunnen hiervoor rekenkundige en statistische technieken gebruikt worden. Dit valt echter eveneens buiten het bestek van dit rapport.

9 Soortbesprekingen

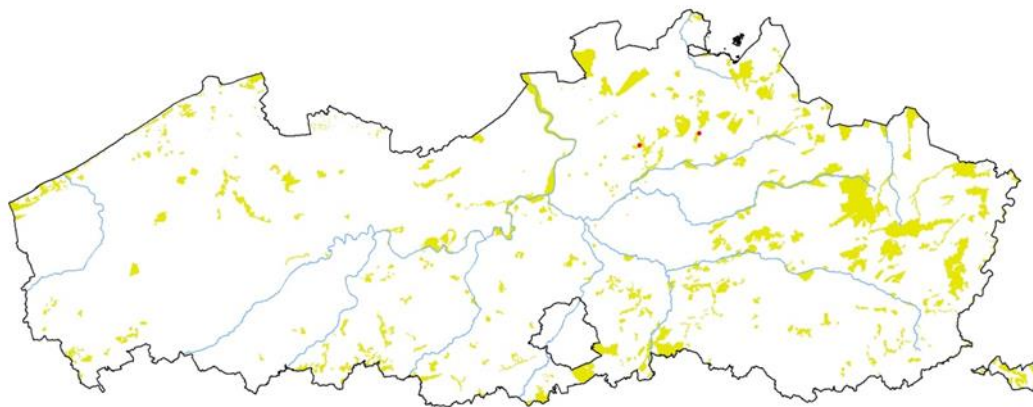
9.1 Mossen en vaatplanten

9.1.1 Geel schorpioenmos (*Hamatocaulis/Drepanocladus vernicosus*)

Wouter Van Landuyt

9.1.1.1 Verspreiding

Geel schorpioenmos is in Vlaanderen bekend van 7 locaties, alle in de Antwerpse Kempen. Van drie plaatsen is het alleen bekend van vóór 1900 en van twee plaatsen alleen van vóór 1950. Slechts op één plaats, in het Vrieselhof te Oelegem, is de soort na zijn ontdekking in 1904 nog teruggevonden vanaf 1992 tot en met 2016. In 2016 werd een extra populatie gevonden in het natuurgebied Den Heurst te Lille. Hier werd de soort nagenoeg zeker aangevoerd met maaisel uit het Vrieselhof (mond. med. Dirk De Beer) in het kader van een natuurherstelproject. De vele vermeldingen in de literatuur voor het Torfbroek in Kampenhout berusten alle op foutieve determinaties (verwarring met *Scorpidium cossonii* / groen schorpioenmos).



Figuur 4: Vindplaatsen van geel schorpioenmos (2007-2016) (bron: Florabank INBO)

9.1.1.2 Standplaats

De soort is aan te treffen in basenrijke, stikstofarme en natte depressies in blauwgraslanden (habitattype 6410) en in alkalische laagvenen (habitattype 7230) (Wheeler *et al.* 2004; Stechova & Kucera 2007).

9.1.1.3 Methodiek

Metapopulatiegrootte: in elk onderzoeksgebied wordt de absolute oppervlakte bepaald (m²) die de soort bedekt, ook bij pleksgewijs voorkomen van een aantal, van elkaar gescheiden deelpopulaties (bijvoorbeeld van elkaar gescheiden kommetjes, slenken etc.). In die gescheiden deelpopulaties worden permanente kwadraten gelegd (25m²), waarbinnen het bedekkingspercentage geschat wordt. Voor deze soort worden de genetische criteria voor de LSVI-bepaling dus niet toegepast (**categorie 0**, zie Tabel 2).

Standplaatskwaliteit: aan de hand van peilbuisgegevens en hydrochemische metingen kan de standplaatskwaliteit beoordeeld worden. Het grondwaterpeil moet permanent dicht onder het maaiveld blijven (bij voorkeur minder dan 20 cm onder het maaiveld). Grote grondwaterschommelingen hebben een negatieve invloed op de overleving en groei van de populaties (Stechova & Kucera 2007). Het wegvallen van basenrijke kwel leidt tot verzuring en vervanging van typische slaapmossen van alkalische laagveenmoerassen door veenmossen (Stechova & Kucera 2007). Eutrofiëring leidt tot een hogere bedekking van vaatplanten in de vegetatie waardoor geel schorpioenmos weggeconcurrereerd wordt (Stechova & Kucera 2007). In natte weiden moet ook gekeken worden naar het beheer. Bij een te lage maaihoogte bestaat het risico dat de soort met het maaisel mee afgevoerd wordt.

Monitoringstijdstip: best in het (vroeg) voorjaar, omdat de mossen dan maximaal ontwikkeld en goed zichtbaar zijn. De permanente kwadraten in de afzonderlijke deelpopulaties binnen één gebied dienen om de globale evolutie van de vegetatie op te volgen en worden jaarlijks herhaald. Bij beperkte oppervlakte van de groeiplaatsen kan ook gekozen worden om een gedetailleerde en gebiedsdekkende kartering uit te voeren van geel schorpioenmos.

9.1.1.4 Opmerkingen

H. vernicosus is gebonden aan neutrale tot basische, open, immer natte tot zeer natte groeiplaatsen in laagveen en natte hooilanden met kwel- of bronwater dat baserijk is (ook op plaatsen waar baserijk kwelwater in zure laagvenen insijpelt).

De soort kan verward worden met geveerd sikkemos (*Warnstorfia exannulata*), moerassikkemos (*Drepanocladus aduncus*), gekruld sikkemos (*Drepanocladus sendtneri*) en groen schorpioenmos (*Scorpidium cossonii*) (Janssen & Schaminee 2008; van Tweel 2008). Bijna steeds is een microscoop vereist voor een zekere determinatie van *H. vernicosus*.

Voor deze soort zijn geen genetische criteria opgenomen, omdat de dominante voortplantingswijze in onze gebieden verloopt via vegetatieve, ongeslachtelijke voortplanting.

9.1.1.5 Beoordeling geel schorpioenmos

Referenties	Indicator	Gunstig	Ongunstig
Criterium: Toestand populatie			
Expertoordeel	Populatiegrootte	Een populatie van > 100 m ² op één locatie	Een populatie van < 100 m ² op één locatie
Criterium: Standplaatskwaliteit			
Stechova & Kucera 2007; Stechova et al. 2012	Verzuring	Lage bedekking van veenmossen (< 10%), pH grondwater > 6,2	Frequent veenmossen in de vegetatie (> 10%), pH grondwater < 6,2
Stechova & Kucera 2007; Stechova et al. 2012	Waterhuishouding	Constant natte bodem (gemiddeld zomerpeil < 30 cm onder het maaiveld, gemiddelde grondwaterfluctuaties < 20 cm, basenrijke kwel aanwezig)	Verdroging (gemiddeld zomerpeil lager dan 30 cm onder het maaiveld, grondwaterfluctuaties > 20 cm, wegvallen van basenrijke kwel)
Stechova & Kucera 2007; Stechova et al. 2012	Successie	Bedekking kruidlaag < 70%	Bedekking kruidlaag > 70%
Expertoordeel	Eutrofiëring ⁽¹⁾	Eutrofiëeringsindicatoren afwezig	Eutrofiëeringsindicatoren aanwezig
Stechova & Kucera 2007	Beheer ⁽²⁾	Extensief graas- of maaibeheer	Intensieve begrazing, of maaibeheer waarbij te laag gemaaid wordt en een deel van de moslaag mee afgevoerd wordt

¹ Eutrofiëeringsindicatoren voor 6410: Raaigras (G) (*Lolium spp.*), Kruidende boterbloem (*Ranunculus repens*), Witte klaver (*Trifolium repens*), Veldzuring (*Rumex acetosa*), Witbol (G) (*Holcus spp.*), Gewone hoornbloem (*Cerastium fontanum*); Eutrofiëeringsindicatoren voor 7230: Harig wilgenroosje (*Epilobium hirsutum*), Vlotgras (G) (*Glyceria spp.*), Gele liss (*Iris pseudacorus*), Pitrus (*Juncus effusus*), Wolfspoot (*Lycopus europaeus*), Waterkers (G) (*Nasturtium*), Ruw beemdgras (*Poa trivialis*), Grote egelskop (*Sparganium erectum*), Lisdodde (G) (*Typha spp.*), Grote brandnetel (*Urtica dioica*), Boterbloem (G) (*Ranunculus spp.*), Paardenbloem (G) (*Taraxacum spp.*), Klaver (G) (*Trifolium spp.*); Fioringras (*Agrostis stolonifera*), Struisriet (G) (*Calamagrostis spp.*), Gewone hoornbloem (*Cerastium fontanum*), Gestreepte witbol (*Holcus lanatus*).

² Bij het maaibeheer moet nauwgezet gelet worden op de maaihoogte. Omdat de soort uitsluitend vegetatief en traag (\pm 3 cm/jaar) groeit (Stechova & Kucera, 2007), is te kort maaien nefast voor *H. vernicosus*. De maaihoogte moet ingesteld worden in functie van de hoogte van de aanwezige moslaag. Maaibeheer moet ook gebeuren met aan kwetsbare veengronden aangepast materiaal.

9.1.1.6 Literatuur

Janssen J.A.M. & Schaminee J.H.J. (2008). Europese natuur in Nederland. Soorten van de Habitatrichtlijn. KNNV, Utrecht.

Stechova T. & Kucera J. (2007). The requirements of the rare moss, *Hamatocaulis vernicosus* (Calliergonaceae, Musci), in the Czech Republic in relation to vegetation, water chemistry and management. *Biological Conservation* 135(3): 443-449.

Stechova T., Kucera J., Smilauer P. (2012). Factors affecting population size and vitality of *Hamatocaulis vernicosus* (Mitt.) Hedenas (Calliergonaceae, Musci). *Wetlands Ecology and Management* 20(4): 329-339.

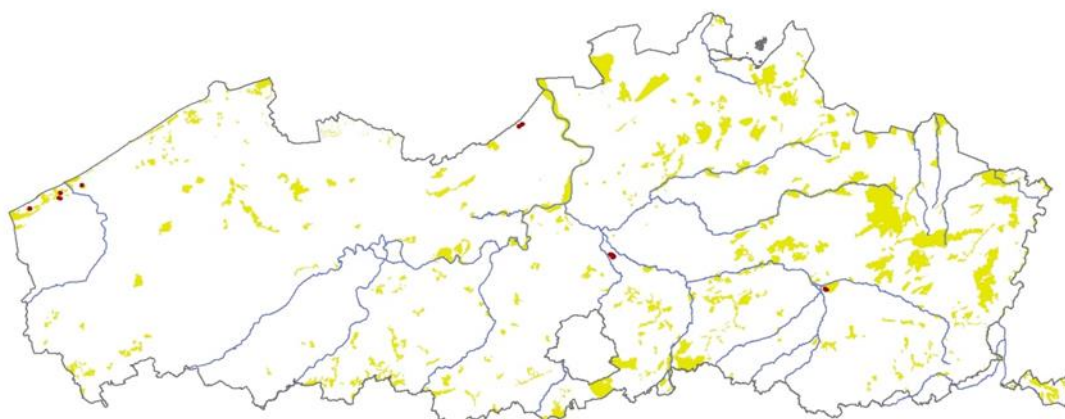
Wheeler B. D., Gowing D.J.G., Shaw S.C., Mountford J.O., Money R.P. (2004). *Ecohydrological Guidelines for Lowland Wetland Plant Communities*. Peterborough, Environment Agency (Anglian Region).

9.1.2 Kruidend moerasscherm (*Apium repens*)

Wouter Van Landuyt

9.1.2.1 Verspreiding

In Vlaanderen is kruidend moerasscherm een uiterst zeldzame soort (Ronse 2006). Er zijn nog zeven actuele groeiplaatsen gekend. Vier vindplaatsen situeren zich in de duingebieden van de Westkust (Houtsaegerduinen, Hannecart, Oostvoorduinen, Schuddebeurze). De grootste populatie van Vlaanderen bevindt zich in het Mechelse Vrijbroekpark. Verder is er nog één vindplaats nabij Herk-de-Stad (Vroente) en een locatie in Kieldrecht langs de Grote Geule (deze laatste werd ontdekt in september 2013). Oude vindplaatsen zijn gekend van de Demervallei, de kustpolders en het Meetjeslandse krekengebied.



Figuur 5: Vindplaatsen van kruidend moerasscherm (2007-2016) (bron: Florabank INBO)

9.1.2.2 Standplaats

Kruidend moerasscherm is een pionierplant van open of lage vegetaties op natte, periodiek overstromde, matig voedselrijke gronden. Die open plekken kunnen ontstaan door overstroming van graslanden of door begrazing en vertrapping. De soort is gebonden aan natte, begraasde weilanden met open plekken in de vegetatie. In Vlaanderen ligt de grootste groeiplaats in een openbaar park, waar de soort in de frequent en kort gemaaide, natte gazons voorkomt (Ronse & Vanhecke, 2004; Van Landuyt & T'jollyn, 2011). Aan de kust komt ze voor aan de rand van (drink)poelen in duinvalleien (habitattype 2190).

9.1.2.3 Methodiek

Ruimtelijke metapopulatiestructuur: een metapopulatie van *A. repens* kan binnen eenzelfde terrein opgesplitst zijn in afzonderlijke, nabijgelegen populaties. Individuen die ecologisch met elkaar in verbinding staan via bv. overstromingen, grote grazers of maaimachines, worden gerekend tot eenzelfde metapopulatie. Die mate van verbinding dient geval per geval bepaald te worden op basis van expertkennis van de soort en het gebied in kwestie. De aanwezigheid van meerdere, mogelijks slechts kleine populaties zorgt voor een risicospreiding bij verstoring doordat steeds enkele planten kunnen overleven en een kolonisatiebron vormen voor de vestiging van nieuwe populaties op geschikte standplaatslocaties.

Populatiegrootte: de populatiegrootte wordt bepaald door een schatting van de oppervlakte van het terrein ingenomen door de soort (Van Landuyt & T'jollyn, 2011). Aangezien *A. repens* zich sterk klonaal vermeerderd is het immers moeilijk om individuele, genetisch verschillende planten te onderscheiden.

Metapopulatiegrootte: in lokale populaties wordt zowel vegetatieve voortplanting waargenomen als recrutering uit zaden. Om deze reden (zie ook 4.8) situeren we deze soort in de eerste plaats in **categorie 0**. Deze soort kan zich dus sterk vegetatief voortplanten via uitlopers, die zich gedragen als individuele planten.

Reproductie: er worden regelmatig bloeiende exemplaren aangetroffen in de populatie.

Monitoringstijdstip: juli-september.

9.1.2.4 Opmerkingen

Wanneer de plant niet bloeit is verwarring mogelijk met groot moerasscherm (*Apium nodiflorum*), en soorten van het geslacht Torkruid (*Oenanthe*) (Janssen & Schaminee 2008).

9.1.2.5 Beoordeling kruipend moerasscherm

Referenties	Indicator	Gunstig	Ongunstig
Criterium: Toestand populatie			
Expertoordeel	Populatiegrootte	Planten nemen een totale oppervlakte in (aaneengesloten of verspreid) van ≥ 100 m ² van het terrein waarbij we er vanuit gaan dit overeenkomt met meer 10000 scheuten	Planten beperkt tot sterk geconcentreerde locaties die gezamenlijk minder dan 100 m ² innemen en waarbij we er vanuit gaan dit overeenkomt met minder dan 10000 scheuten
Expertoordeel	Populatiestructuur	Vitale populaties met aanwezigheid van bloeiende planten	Populaties zonder bloeiende planten
Criterium: Standplaatskwaliteit			
Rosenthal & Lederbogen; 2008; Burmeier & Jensen 2009	Pionierscondities ⁽¹⁾	Regelmatige verstoringen door (paarden)begrazing of zeer regelmatig maaien (gazonbeheer) zodat de vegetatie kort blijft en open plekken ontstaan	Weinig verstoring aanwezig onder de vorm van begrazing in (de buurt van) bestaande populaties; < 10% open grond of losse, korte oever- of graslandvegetatie
Burmeier & Jensen 2009	Grondwaterstand	Altijd nat, met tijdelijk overstromingen	Uitgesproken verdroging tijdens het vegetatie seizoen
Burmeier & Jensen 2009	Voedselrijkdom	Basen- en matig nutriëntrijke zandige, lemige of kleibodems	Sterk bemeste of verzuurde bodems
Expertoordeel	Vegetatiestructuur	Lage vegetatie (2-5 cm)	Gesloten hoge vegetaties (>5 cm)
Burmeier & Jensen 2009	Lichtregime	Volle zon	Matig tot sterk beschaduwde
Huck & Michl 2006	Successie, eutrofiëring	Groeiplaats gedomineerd door lage vegetatie met soorten zoals aardbeiklaver, zilverschoon, kruipende boterbloem	Groeiplaats met dominantie van hoge vegetatie en verruigings- of eutrofiëring indicatoren

¹ Pionierscondities kunnen gecreëerd worden door begrazing (Rosenthal & Lederbogen, 2008), intensief maaien, of een natuurlijke overstromingsdynamiek.

9.1.2.6 Literatuur

Burmeier S. & Jensen K. (2009). Experimental ecology and habitat specificity of the endangered plant *Apium repens* (Jacq.) Lag. at the northern edge of its range. *Plant Ecology & Diversity* 2(1):65-75.

Huck S. & Michl T. (2006). Kriterien zur Bewertung des Erhaltungszustandes der Populationen der Kriechenden Sellerie *Apium repens* (JACQ.) LAG. 1821. In: Schnitter P., Eichen C., Ellwanger G., Neukirchen M. & Schröder E. Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland: p. 68-69. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Halle) . Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt in Zusammenarbeit mit dem Bundesamt für Naturschutz, Halle (Saale).

Janssen J.A.M. & Schaminee J.H.J. (2008). Europese natuur in Nederland. Soorten van de Habitatrichtlijn. KNNV, Utrecht.

Ronse A. & Vanhecke L. (2004). The conservation biology of creeping marshwort (*Apium repens*) in Belgium: aims, method and first results. *Scripta Bot. Belgica* 29: 147-150.

Ronse A. (2004). De huidige en vroegere verspreiding van *Apium repens* in België. Dumortiera 83: 5-14.

Ronse A. (2006). *Apium repens* (Jacq.) Lag. Kruidend moerasscherm. In: Van Landuyt W., Hoste I., Vanhecke L., Van Den Bremt P., Vercruyse W. & De Beer D.: p. 151-152. Atlas van de Flora van Vlaanderen en het Brussels Gewest. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Nationale Plantentuin van België & Flo.Wer.

Van Landuyt W. & T'jollyn (2011). Monitoring van kruidend moerasscherm (*Apium repens*) in Vlaanderen. Resultaten van de monitoring 2008-2011 in het kader voor de Habitatrichtlijn. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2011 (INBO.R.2011.47). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

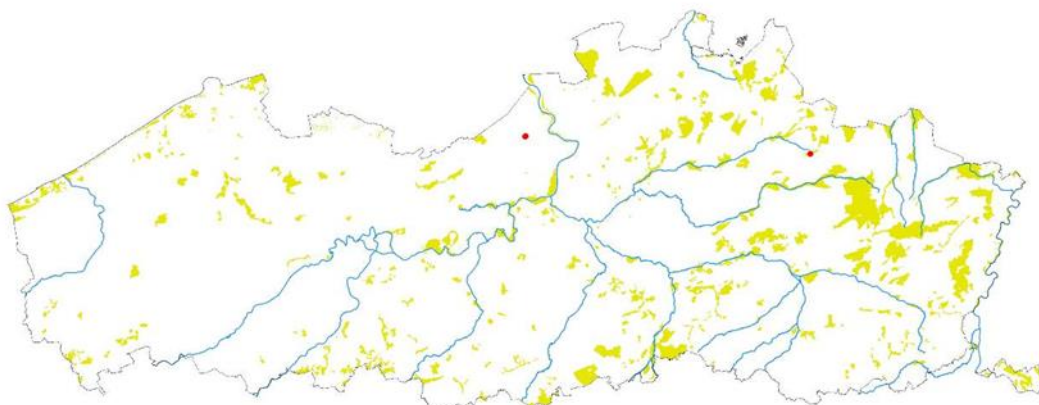
Rosenthal G. & Lederbogen D. (2008). Response of the clonal plant *Apium repens* (Jacq.) Lag. to extensive grazing. Flora 203(2): 141-151.

9.1.3 Groenknolorchis (*Liparis loeselii*)

Wouter Van Landuyt

9.1.3.1 Verspreiding

In Vlaanderen is groenknolorchis een uiterst zeldzame soort (Van Landuyt *et al.* 2014), vooral omwille van de specifieke ecologische vereisten van de soort. In het begin van de 20ste eeuw waren nog verschillende vindplaatsen gekend aan de Oost- en Westkust en verspreid in Antwerpen, Limburg en Vlaams-Brabant. De enige huidige twee populaties zijn gelegen te Mol (Sluismeer en Buitengoor) en in de Waaslandhaven (Van Landuyt *et al.* 2014).



Figuur 6: Vindplaatsen van groenknolorchis in (2007-2016) (bron: Florabank INBO)

9.1.3.2 Standplaats

De groenknolorchis is een soort van vochtige duinvalleien (habitattype 2190), trilvenen (habitattype 7140, basisch type) en alkalische laagveenmoerassen (habitattype 7230). Ze staat op plekken die het grootste deel van het jaar heel nat zijn en onder invloed staan van basenrijk grondwater. De soort komt voor in jonge natte duinvalleien of in mosvegetaties in trilvenen en alkalisch laagveen.

9.1.3.3 Methodiek

Ruimtelijke populatiestructuur: een metapopulatie van *L. loeselii* met een gunstige staat van instandhouding kan binnen eenzelfde terrein opgesplitst zijn in afzonderlijke, nabijgelegen deelpopulaties. Gezien de individuen zich gemakkelijk over lange afstand verbreiden door middel van de wind kunnen deelpopulaties die zich binnen een straal van tientallen km bevinden, worden gerekend tot eenzelfde metapopulatie (Vanden Broeck *et al.* 2014). De aanwezigheid van meerdere, mogelijks slechts kleine populaties zorgt voor een risicospreiding bij verstoring doordat steeds enkele planten van bepaalde deelpopulaties kunnen overleven en een bron kunnen vormen voor de kolonisatie van geschikte locaties.

Populatiegrootte: de populatiegrootte wordt bepaald door een telling van het aantal individuele planten. Bij zeer grote populaties gebeurt een schatting door steekproefsgewijs een aantal representatieve oppervlakten te kiezen en het aantal planten te tellen. Deze aantallen kunnen geëxtrapoleerd worden naar de volledige populatie.

Metapopulatiegrootte: Groenknolorchis is nagenoeg volledig zelfbestuivend, en is intrinsiek aangepast aan sterke inteelt. Er blijkt dan ook geen relatie te zijn tussen populatiegrootte en genetische diversiteit. Voor deze soort kunnen de genetische LSVI-criteria dus niet of max. op lokale schaal toegepast worden. (**categorie 0/1**, zie Tabel 2).

Monitoringstijdstip: juni-juli.

9.1.3.4 Opmerkingen

L. loeselii vertoont een sterke populatiedynamiek o.a. bepaald door fluctuaties van het grondwaterpeil (Van Landuyt *et al.* 2014). De aanwezigheid van een zaadbank en hoelang zaden overleven in de bodem zijn niet bekend. Verder

onderzoek naar factoren die de lange-termijn populatiedynamiek van *L. loeselii* sturen, is daarom hoogst noodzakelijk teneinde doelgerichte maatregelen te kunnen nemen om populaties in stand te houden.

9.1.3.5 Beoordeling groenknolorchis

Referenties	Indicator	Gunstig	Ongunstig
Criterium: Toestand populatie			
Expertoordeel	Populatie-grootte	≥ 1000 bloeiende ind. per populatie	< 1000 bloeiende ind. per populatie
Expertoordeel	Populatie-structuur	Elk jaar reproductieve planten, kiemplanten aanwezig; aantallen kunnen sterk schommelen	Onregelmatige reproductie, geen kiemplanten
Criterium: Standplaatskwaliteit			
Valentin et al. 2010; Van Landuyt et al. 2014	Groeiplaats	Natte, kalkrijke en voedselarme groeicondities	Verdroogde, verzuurde of voedselrijke groeicondities
Valentin et al. 2010; Van Landuyt et al. 2014	Pioniers-condities (enkel duinhabitat)	Aanwezigheid van recent uitgestoven duinpannen ⁽¹⁾	Vorming van duinpannen afwezig, duinen gefixeerd
Van Landuyt et al. 2014	Grondwater-stand	Permanent natte groeiplaatsen waarbij de grondwaterstand in juni-juli in regel niet meer dan 50 cm onder het maaiveld zakt; standplaats vanaf eind mei niet meer geïnundeerd voor duinpannen; kalkhoudend grondwater in drijfzand en alkalische laagvenen permanent vlak onder het maaiveld	Verstoorde hydrologie in omgeving, met negatieve invloed (bv. regelmatig daling grondwaterniveau onder de 50 cm in juni-juli, wegvallen kalkrijke kwel)
Van Landuyt et al. 2014	Hydrochemie	Calciumbicarbonaat domineert als mineraal in het grondwater	Verzuring en aanrijking grondwater met fosfaten en nitraten ⁽²⁾
Van Landuyt et al. 2014	Vegetatie-structuur	Open tot matig dichte vegetatie met geen tot geringe strooiselophoping	Dichte vegetatie met sterke strooiselophoping
Van Landuyt et al. 2014	Lichtregime	Volle zon	Matig tot sterk beschaduwde
Van Landuyt et al. 2014	Successie	Successie van houtige gewassen tegengegaan door beheer; aanwezigheid van jonge houtige soorten met bedekking ≤ 30%	Sterke verstruweling (duin) of abundantie van riet en grote zegges (laagveen) (bedekking > 30%)
Oosterlynck et al. 2020	Eutrofiëring en/of verzuring	Groeiplaats zonder verzuurings- en/of verzuringsindicatoren ⁽²⁾	Groeiplaats met verzuurings- en/of verzuringsindicatoren ⁽²⁾

¹ of secundair habitat met karakteristieken van primair habitat maar zonder de inherente dynamiek, bv. terreinen opgespoten met kalkhoudend zand.

² Indicatorsoorten voor eutrofiëring en verzuuring habitattypen 2190: Gewoon struisriet (*Calamagrostis epigejos*), Hennegras (*Calamagrostis canescens*), Gestreepte witbol (*Holcus lanatus*), Harig wilgenroosje (*Epilobium hirsutum*), Oeverzegge (*Carex riparia*), Koninginnenkruid (*Eupatorium cannabinum*), Grote brandnetel (*Urtica dioica*); indicatorsoorten voor verzuuring en eutrofiëring voor habitattypen 7140: Harig wilgenroosje (*Epilobium hirsutum*), Vlotgras (G) (*Glyceria spp.*), Gele lis (*Iris pseudacorus*), Pitrus (*Juncus effusus*), Eendekroos (G) (*Lemna spp.*), Wolfspoot (*Lycopus europaeus*), Rietgras (*Phalaris arundinacea*), Kruipende boterbloem (*Ranunculus repens*), Grote lisdodde (*Typha latifolia*), Grote brandnetel (*Urtica dioica*)+algenbloei; indicatorsoorten voor eutrofiëring 7230: Harig wilgenroosje (*Epilobium hirsutum*), Vlotgras (G) (*Glyceria spp.*), Gele lis (*Iris pseudacorus*), Pitrus (*Juncus effusus*), Wolfspoot (*Lycopus europaeus*), Waterkers (G) (*Nasturtium*), Ruw beemdgras (*Poa trivialis*), Grote egelskop (*Sparganium erectum*), Lisdodde (G) (*Typha spp.*), Grote brandnetel (*Urtica dioica*), Boterbloem (G) (*Ranunculus spp.*), Paardenbloem (G) (*Taraxacum spp.*), Klaver (G) (*Trifolium spp.*), Fioringras (*Agrostis stolonifera*), Struisriet (G) (*Calamagrostis spp.*), Gewone hoornbloem (*Cerastium fontanum*), Gestreepte witbol (*Holcus lanatus*) (Oosterlynck et al. 2020).

9.1.3.6 Literatuur

Oosterlynck P., De Saeger S., Leyssen A., Provoost S., Thomaes A., Vandevoorde B., Wouters, J. & Paelinckx D. (2020). Criteria voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding van de NATURA 2000-habitattypen, versie 3.0. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2020 (27). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Valentin B., Toussaint B., Duhamel F., Valet J.-M. (2010). Plan national d'actions en faveur du *Liparis de Loesel* (*Liparis loeselii*) 2010-2014. Bailleul: Conservatoire botanique national de Bailleul - Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement durable et de la Mer.

Vanden Broeck A., Van Landuyt W., Cox K., De Bruyn L., Gyselings R., Oostermeijer G., Valentin B., Bozic G., Dolinar B., Illyés Z. et al. (2014). High levels of long-distance seed dispersal blurs ecotypic divergence in a rare terrestrial orchid. *BMC Ecology* 14(1): 20.

Van Landuyt W., Gyselings R., T'jollyn F., Vanden Broeck A. (2014). Groenknolorchis (*Liparis loeselii*) in Vlaanderen: ecologie, populatiedynamica en potenties. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.R.2014. 2942320. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Wheeler B.D., Lambley P.W. & Geeson J. (1998). *Liparis loeselii* (L.) Rich. in eastern England: constraints on distribution and population development. *Botanical Journal of the Linnean Society* 126(1-2): 141-158.

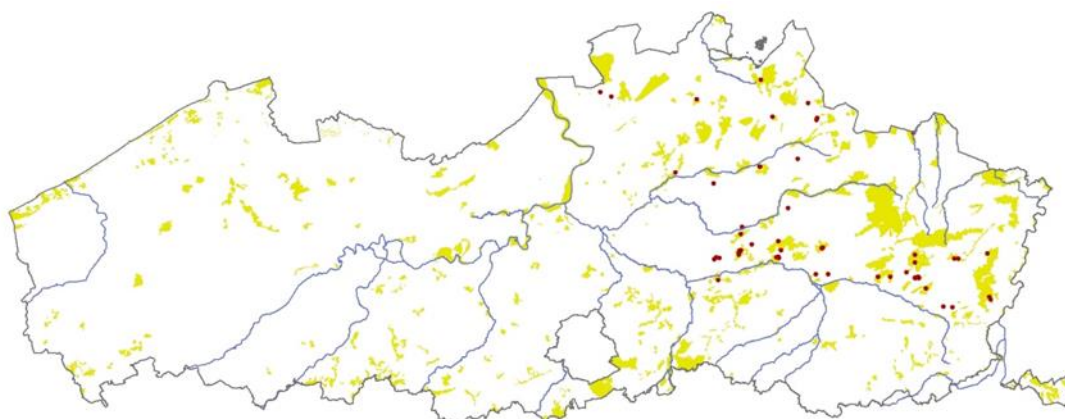
Wright S. (1931). Evolution in Mendelian populations. *Genetics* 16: 97-126.

9.1.4 Drijvende waterweegbree (*Luronium natans*)

Luc Denys, Jo Packet, An Leyssen & Wouter Van Landuyt

9.1.4.1 Verspreiding

In Vlaanderen kwam drijvende waterweegbree vroeger op een groot aantal plaatsen verspreid doorheen de hele Kempen voor, met de Demer en Beneden-Dijle als zuidgrens (Ronse *et al.* 2015). Daarnaast waren er geïsoleerde populaties in de Vlaamse Zandstreek en de kustduinen. Op vele voormalige vindplaatsen is de soort ondertussen verdwenen; de laatste waarneming in de Vlaamse Zandstreek (Kraenepoel) dateert van 1984. In Vlaanderen is drijvende waterweegbree nu een zeldzame soort (Ronse, 2006b). Het overgrote deel van de vindplaatsen is gelegen in de Kempen.



Figuur 7: Vindplaatsen van drijvende waterweegbree (2000-2016) (bron: Florabank INBO)

9.1.4.2 Standplaats

Drijvende waterweegbree komt voor in het water en op de tijdelijk droogvallende oevers van meren, vijvers, vennen, poelen (incl. duinpannen), beken, kanalen, afwateringsgrachten en rivieren, zowel in zwak stromend als stilstaand water. De plant groeit zowel (permanent) aquatisch als semi-terrestrisch/amfibisch. Het bereik omvat vrij voedselarme tot matig voedselrijke, zure tot basische omstandigheden. Het is een typische soort voor oligotrofe tot mesotrofe stilstaande wateren met pioniersvegetaties van de Oeverkruidklasse (habitattypen 3130) en waterlopen met waterranonkel- en sterrenkroosvegetaties (habitattypen 3260). De voorkeur gaat uit naar vrij ionenarm, maar gebufferd, matig zuur tot circumneutraal water met een zeer lage ammoniumconcentratie (Bloemendaal & Roelofs 1988). De soort is lichtbehoevend en verdwijnt van zodra grotere, meer competitieve macrofyten beginnen te domineren. Het blijkt dat deze soort vooral open vegetaties met een lage biomassa nodig heeft (Willby & Eaton 1993). Zoals voor andere soorten met een isoëtide⁵ groeiwijze, mag er best niet te veel ophoping zijn van organisch materiaal op de waterbodem (Szmeja & Bazydło 2005). In voedselrijkere omgeving is de soort meestal gebonden aan situaties met milieumomstandigheden (bv. ijzerrijk kwelwater, zie Lucassen *et al.* 2007) of beheervormen (bv. vegetatieruiming in laaglandbeken) die de successie naar vegetaties met meer competitieve soorten vertragen.

9.1.4.3 Methodiek

Populatiegrootte: het aantal planten (rozetten) per populatie wordt waar mogelijk exact geteld of, bij grote populaties, geschat volgens ruwe klassen (met als grenzen zeker 100 en 1000 planten). Rozetten gelden als teleenheid omdat *L. natans* zich sterk klonaal kan vermeerderen en het daarom moeilijk is om individuele, genetisch verschillende, planten te onderscheiden. Discrete clusters van planten die zich op minder dan 50 m van elkaar bevinden, worden tot eenzelfde populatie gerekend (Willby *et al.* 2003), op voorwaarde dat genetische uitwisseling zeer frequent mogelijk is. In de praktijk komt dit doorgaans neer op één populatie per plas.

⁵ laagblijvende rozetbladige planten met holle, lijn- of priemvormige bladeren

Metapopulatiegrootte: de gemiddelde generatieduur van drijvende waterweegbree wordt op basis van expertoordeel geschat op 5 jaar⁶. De N_{e95} die hiermee overeenkomt is 195. Doordat drijvende waterweegbree in sterke mate groeit via uitlopers, is het niet mogelijk om genetisch verschillende individuen te onderscheiden. We baseren ons dus op aantal rozetten. Het N_{e95} criterium wordt aldus vertaald naar 1950 rozetten per metapopulatie (N_c). Deelpopulaties die zich in eenzelfde verbonden beekdal- of vijversysteem bevinden, kunnen als één metapopulatie beschouwd worden. Deze soort wordt dus beoordeeld op lokale schaal (**categorie 1**, zie Tabel 2).

Populatiestructuur: deze is sterk afhankelijk van de standplaats (en dus de groeivorm, zie Opmerkingen hieronder). Er wordt aangenomen dat er geslachtelijke reproductie optreedt indien vruchten, zaden of bloemen aanwezig zijn.

Monitoringstijdstip en -frequentie: vanuit praktische overwegingen (weersomstandigheden, identificatie, begeleidende vegetatie) gebeurt de monitoring best gedurende het hoogtepunt van de bloeiperiode (juni-juli). Populaties op tijdelijk droogvallende standplaatsen worden best tussen mei en juni bemonsterd, evt. 3 maal per vegetatieperiode met een interval van telkens twee weken. Sterk in aantal fluctuerende populaties hebben baat bij een meer frequente, eventueel jaarlijkse monitoring, ook omdat de populatiedynamiek van *L. natans* nog schaars gedocumenteerd is.

9.1.4.4 Opmerkingen

De soort vertoont verschillende groeivormen, geassocieerd aan de manier van voortplanting, afhankelijk van de standplaatskarakteristieken (Lansdown & Wade 2003):

- doorlevende en vegetatieve groeivorm: vnl. in (zeer) oligotrofe meren en dynamische (of beheerde) rivieren; in mindere mate in kanalen en meso- tot eutrofe meren;
- doorlevende en bloeiende groeivorm: vnl. in meso- tot eutrofe meren, kanalen en afwateringsgrachten; in minder mate in oligotrofe meren, rivieren en ondiepe poelen met wisselend waterpeil;
- eenjarige en bloeiende groeivorm: vnl. in ondiepe poelen met wisselend waterpeil en in mindere mate in de overige standplaatsen.

In vegetatieve en juveniele toestand is bij exemplaren met enkel lintvormige bladeren in laaglandbeken of meren verwarring mogelijk met kiemplanten van andere soorten, zoals *Sparganium* spp., *Typha* spp., *Baldellia* spp. en *Alisma* spp. Bij landvormen en planten met drijfbladeren is dan weer verwarring mogelijk met o.a. moerasweegbree (*Baldellia ranunculoides*), slijkgroen (*Limosella aquatica*) en egelboterbloem (*Ranunculus flammula*). Rich & Jermy (1998) geven diagnostische criteria.

De indicatoren voor eutrofiëring en verzuring worden geëvalueerd op het niveau van het hele waterlichaam. In diepere wateren wordt een pragmatische dieptegrens tot 2 m onder het wateroppervlak gehanteerd.

9.1.4.5 Beoordeling drijvende waterweegbree

Referenties	Indicator	Gunstig	Ongunstig
Criterium: Toestand populatie			
Huck & Michl 2006a	Ruimtelijke populatie-structuur	Eén aaneengesloten populatie ⁽¹⁾ of een populatie van structureel samenhangende groeiplaatsen met een totale oppervlakte van $\geq 5 \text{ m}^2$	Eén aaneengesloten populatie ⁽¹⁾ ($< 5 \text{ m}^2$) of verschillende groeiplaatsen van elk $< 0.5 \text{ m}^2$ met beperkte structurele samenhang
Huck & Michl 2006a	Populatie-grootte	≥ 100 rozetten per populatie	< 100 rozetten per populatie
Huck & Michl 2006a	Populatie-structuur	Bloeiende planten of vruchten aanwezig	Geen bloeiende planten of vruchten aanwezig
Mergeay 2012	Metapopulatie-grootte	$N_c \geq 1950$ rozetten ($N_e > 195$)	$N_c < 1950$ rozetten ($N_e < 195$)

⁶ Er zijn voorbeelden gekend van groeiplaatsen in tijdelijk droogvallende plassen waar de soort voorkomt als obligate éénjarige (Lansdown & Wade 2003). De soort kan echter ook een zaadbank produceren die zeer lang kiemkrachtig blijft (Lansdown & Wade 2003, Lucassen et al. 2009); dit impliceert wellicht een verhoogde generatietijd en effectieve populatiegrootte (Lundemo et al. 2009).

Referenties	Indicator	Gunstig	Ongunstig
Criterium: Standplaatskwaliteit			
Huck & Michl 2006a	Pionierscondities	Dynamiek bevorderende processen of verstoringen ⁽²⁾ die nieuwe kolonisations toelaten	Geen dynamiek of verstoringen ⁽²⁾ die nieuwe kolonisations toelaten
Lansdown & Wade 2003; Szymeja & Bazydlo 2005; Willby et al. 2003		Hoogstens dunne sliblaag ⁽³⁾ (tot max. ca. 5 cm dikte)	Dikke sliblaag ⁽³⁾ (> 5 cm)
Bazydlo 2004; Bazydlo & Szymeja 2004	pH	5,0 - 8,0	< 5,0 of > 8,0
Willby et al. 2003	(Grond)waterstand	Voldoende hoog tijdens ten minste een deel van het vegetatieseeizoen (bv. overstromingen) om de connectiviteit tussen populaties te garanderen (dispersie zaden en rozetten) ⁽⁴⁾	Onvoldoende hoog tijdens een deel van het vegetatieseeizoen; connectiviteit tussen populaties niet gegarandeerd ⁽⁴⁾
Willby et al. 2003; Huck & Michl 2006a	Vegetatiestructuur	Bedekking van vegetatie, excl. <i>L. natans</i> en hoger opgroeiend dan deze soort: max. 25 %, inclusief planten met drijvende bladeren	Bedekking van vegetatie, excl. <i>L. natans</i> en hoger opgroeiend dan deze soort: > 25 %, inclusief planten met drijvende bladeren
Huck & Michl 2006a	Lichtregime	Volle zon tot gedeeltelijk beschaduwd (< 1/3)	Matig tot sterk beschaduwd (> 1/3)
Willby et al. 2003	Transparantie waterkolom	Indien maximale diepte < 1 m: zicht tot op de bodem. Indien maximale diepte > 1 m: Secchidiepte ≥ 1 m diepte (schijf)	Indien maximale diepte < 1 m: geen bodemzicht. Indien maximale diepte > 1 m: Secchidiepte < 1 m diepte
Oosterlynck et al. 2020	Eutrofiëring	Bedekking eutrofiëringindicatoren ⁽⁵⁾ max. 10 % (30 % in stromende wateren)	Bedekking eutrofiëringindicatoren ⁽⁵⁾ > 10 % (30 % in stromende wateren)
Oosterlynck et al. 2020	Verzuring	Bedekking verzuringsindicatoren ⁽⁶⁾ max. 30 %	Bedekking verzuringsindicatoren ⁽⁶⁾ > 30 %

¹ Discrete clusters van planten op minder dan 50 m van elkaar worden beschouwd als één enkele populatie (Willby et al. 2003).

² Onder dynamiek bevorderende processen worden bv. windwerking en overstromingen verstaan; verstoringen omvatten menselijke ingrepen op de standplaats.

³ Als indicator van een voldoende vasthechting biedende bodem, successiestadium, aanwezigheid van fysische dynamiek en metabolisch gunstige bodemomstandigheden.

⁴ In tijdelijk droogvallende poelen (met de eenjarige, bloeiende groeivorm van *L. natans*) moet de waterstand in de lente ondiep zijn (< 20 cm) en mag de bodem niet verhard zijn vóór juli.

⁵ Eutrofiëringindicatoren stilstaande wateren: moerasstruisgras (*Agrostis canina*), fioningras (*Agrostis stolonifera*), tandzaad (*Bidens* sp.), hennegras (*Calamagrostis canescens*), hoornblad (*Ceratophyllum* sp.), draadalg, darmwier, mannagrass (*Glyceria fluitans*), liesgras (*Glyceria maxima*), waternetje (*Hydrodictyon reticulatum*), pitrus (*Juncus effusus*), kroossoorten (*Lemna* sp., *Spirodela polyrhiza* & *Wolffia arrhiza*), grote kattenstaart (*Lythrum salicaria*), pijpenstrootje (*Molinia caerulea*), aarvederkruid (*Myriophyllum spicatum*), waterpeper (*Polygonum hydropiper*), tener fonteinkruid (*Potamogeton pusillus*) en lisdodde (*Typha* sp.).

Eutrofiëringindicatoren stromende wateren: grote kroosvaren (*Azolla filiculoides*), hoornblad (*Ceratophyllum* sp.), draadwier, darmwier (*Enteromorpha* sp.), smalle waterpest (*Eloдея nuttallii*), liesgras (*Glyceria maxima*), grote waternavel (*Hydrocotyle ranunculoides*), waternetje (*Hydrodictyon reticulatum*), kroossoorten (*Lemna* sp. excl. *L. trisulca*, *Spirodela* sp., *Wolffia* sp.), schedefonteinkruid (*Stuckenia pectinata*), haarfonteinkruid (*Potamogeton trichoides*), rioolschimmel (*Sphaerotilus* sp.), lisdodde (*Typha* sp.) & zannichellia (*Zannichellia palustris*).

⁶ Verzuringindicatoren stilstaande wateren: vensikkelmos (*Drepanocladus fluitans*), knolrus (*Juncus bulbosus*) en veenmossen (*Sphagnum* sp.). Voor stromende wateren worden geen verzuringindicatoren geëvalueerd.

9.1.4.6 Literatuur

Bazydlo E. (2004). Effect of environmental conditions on the populations of *Luronium natans* (L.) RAF. Polish Journal of Ecology 52(2): 181-189.

- Bazydło E. & Szmeja J. (2004). Effect of pH, dissolved organic carbon and total phosphorus concentrations on selected life history traits of *Luronium natans* (L.) Raf. Polish Journal of Ecology 52(2): 191-200.
- Bloemendaal F.H.J.L. & Roelofs J.G.M. (1988). Waterplanten en waterkwaliteit. Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht.
- Cox K., Leyssen A., Mergeay J., Ronse A., Packet J., Denys L. (2014). Genetic assessment of *Luronium natans* in lower Belgium : analysis of population connectivity of an aquatic perennial. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. 33 p.
- Goodwillie C., Kalisz S. & Eckert C.G. (2005). The evolutionary enigma of mixed mating systems in plants: Occurrence, theoretical explanations, and empirical evidence. Annual Review of Ecology Evolution and Systematics 36: 47-79.
- Heutz G. & Paelinckx D. (2008). Natura 2000 habitats. Doelen en staat van instandhouding versie 2.0 (ontwerp). Onderzoeksverslag Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek en Afdeling Natuur., Brussel.
- Honnay O. & Jacquemyn H. (2007). Susceptibility of common and rare plant species to the genetic consequences of habitat fragmentation. Conservation Biology 21(3): 823-831.
- Huck S. & Michl T. (2006). Kriterien zur Bewertung des Erhaltungszustandes der Populationen des Schwimmenden Froschkrauts *Luronium natans* (L.) Raf., 1840. In: Schnitter P. Eichen C., Ellwanger G., Neukirchen M., Schröder E. (editors). Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland. Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Halle (Saale): p. 88-89.
- Lansdown R.V. & Wade P.M. (2003). Ecology of the Floating Water-plantain. Conserving Natura 2000 Rivers, Ecology Series 9. English Nature, Peterborough.
- Lucassen E.C.H.E.T., van den Munckhof P.J.J., Brouwer E. & Roelofs J.G.M. (2007). Een soortbeschermingsplan voor de Drijvende waterweegbree (*Luronium natans*) in Noord-Brabant. Rapport 2007.01 (B-WARE), 105 pp.
- Lundemo S., Falahati-Anbaran M., Stenoien H.K. (2009). Seed banks cause elevated generation times and effective population sizes of *Arabidopsis thaliana* in northern Europe. Molecular Ecology 18: 2798-2811.
- Mergeay J. (2012). Afwegingskader voor de versterking van populaties van Europees beschermde soorten. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. INBO.A.2012.141, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Rich T.C.G. & Jermy A.C. (1998). Plant Crib 1998. Botanical Society of the British Isles, London.
- Ronse A. (2006). *Luronium natans* L. Drijvende waterweegbree. In: Van Landuyt W., Hoste I., Vanhecke L., Van den Bremt L., Vercruyse W., De Beer D. (editors). Atlas van de flora van Vlaanderen en het Brussels Gewest. Instituut voor natuur- en bosonderzoek, Nationale Plantentuin van België & Flo.Wer, Brussel: p. 559-560.
- Ronse A., Leyssen A., Packet J., Denys L. (2015) Past and present distribution of the rare aquatic plant *Luronium natans* (Alismataceae) in Belgium shows marked decline and bad conservation status. Plant Ecology and Evolution 148: 160-170.
- Szmeja J. & Bazydło E. (2005). The effect of water conditions on the phenology and age structure of *Luronium natans* (L.) Raf. populations. Acta Societatis Botanicorum Poloniae 74: 253-262.
- Oosterlynck P., De Saeger S., Leyssen A., Provoost S., Thomaes A., Vandevoorde B., Wouters, J. & Paelinckx D. (2020). Criteria voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding van de NATURA 2000-habitattypen, versie 3.0. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2020 (27). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Willby N.J. & Eaton J.W. (1993). Distribution, Ecology and Conservation of *Luronium Natans* (L) Raf in Britain. Journal of Aquatic Plant Management 31: 70-76.
- Willby N.J. Eaton J. & Clarke S. (2003). Monitoring the Floating Water-plantain. Conserving Natura 2000 Rivers, Monitoring Series 11. English Nature, Peterborough.

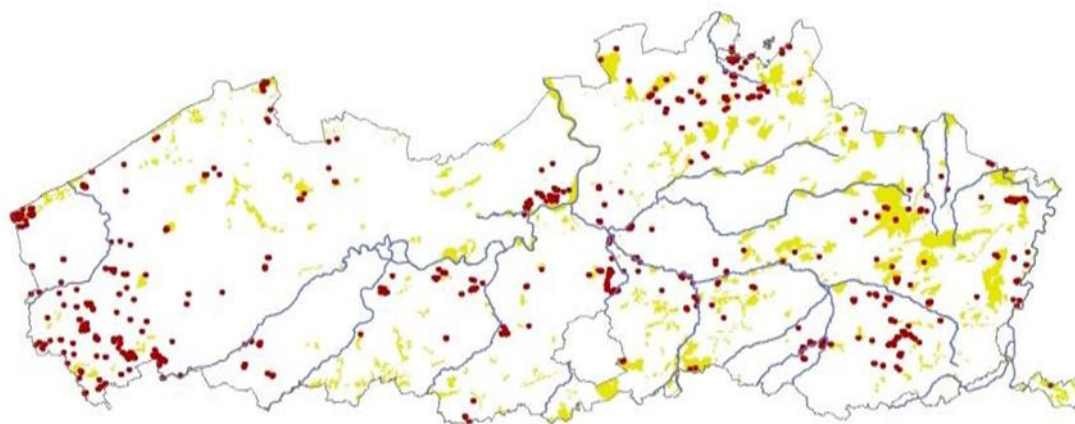
9.2 Amfibieën en reptielen

Jeroen Speybroeck

9.2.1 Kamsalamander (*Triturus cristatus*)

9.2.1.1 Verspreiding

De kamsalamander komt voor in alle Vlaamse provincies, maar de verspreiding is duidelijk discontinu en gefragmenteerd. De belangrijkste concentraties van vindplaatsen bevinden zich in de Duinen, het zuidwesten van de provincie West-Vlaanderen, de Antwerpse Noorderkempen en vochtig Haspengouw.



Figuur 8: Vindplaatsen van kamsalamander (1995-2014) (bron: waarnemingen.be en Hyla-databank, Natuurpunt).

9.2.1.2 Leefgebied (Bauwens & Claus, 1996; Jooris et al., 2013)

De kamsalamander bewoont vooral open landschappen met een hoge diversiteit aan biotooptypen. Vaak zijn dit kleinschalige landbouwgebieden. Gunstige landbiotopen zijn bossen, struwelen, boomgaarden, vochtige en extensief beheerde weilanden, heideterreinen, houtwallen en hagen. De migratie van land- naar waterbiotoop en tussen voortplantingspoelen gebeurt veelal langs heggen, rijen knotbomen, rietkragen en perceelsranden met ruigtekruiden.

De voortplantingsplaatsen zijn veedrinkpoelen, bomputten, afgesneden rivierarmen, kleine vijvers, kleigroeven, relatief voedselrijke vennen of andere plassen met stilstaand, vrij voedselrijk water met een nagenoeg neutrale pH. Kamsalamanders worden vaak aangetroffen in gebieden met meerdere dicht bij elkaar gelegen waterpartijen. De plassen zijn bij voorkeur weinig of niet beschaduwde, relatief diepe en/of bevattende (nagenoeg) jaarrond water. De aanwezigheid van vissen heeft een nadelige invloed. De aanwezigheid van waterplanten is vereist; een afwisseling van plaatsen met een dichte watervegetatie en stukken met open water is optimaal. Adulte kamsalamanders verblijven vooral op de bodem van de poel en brengen slechts weinig tijd door in de waterkolom. De vrouwtjes zetten de eitjes individueel af op ondergedoken bladeren van water- of oeverplanten. De larven brengen een groot deel van hun tijd door in de waterkolom.

9.2.1.3 Methodiek

Populatiegrootte: een populatie wordt in dit kader afgebakend als de groep van dieren die worden aangetroffen in een of meerdere nabijgelegen (< 500 m) waterpartijen (Baker & Halliday 1999; Joly et al. 2001). Een robuuste, relatieve maat voor de populatiegrootte van kamsalamander wordt verkregen door vangst met behulp van standaard amfibieënfuiken (Wilson & Pearman 2000). Per waterhabitat worden 2 fuiken geplaatst gedurende 48 uur, en dit in minimaal 3 potentieel geschikte waterhabitats binnen de populatie.

Metapopulatiegrootte: de gemiddelde generatieduur van kamsalamander wordt geschat op 7 jaar. De overeenkomstige minimale effectieve metapopulatiegrootte bedraagt dan $N_{e95} = 139$. Dit komt overeen met een census grootte $N_c = 1390$ volwassenen. Het optimale leefgebied nodig om zo een (meta)populatie te onderhouden

bedraagt 14 ha (Mergeay 2013). Dit afgeleide oppervlakte-criterium is aldus een minimale vereiste voor een gunstige metapopulatie. Hoewel kamsalamander nieuwe poelen kan koloniseren op afstanden tot meer dan 1000 m van bezette poelen, neemt dit doorgaans ettelijke jaren in beslag (Langton *et al.* 2001). Trochet *et al.* (2014) meldt als maximale dispersieafstand 1290 m, en als gemiddelde 254 m. We beschouwen aldus dat bij afstanden groter dan 1000 m de kans op functionele connectiviteit (>1 effectieve migrant per generatie) klein is. Leefgebieden die verder dan 1000 m van elkaar gelegen zijn, worden daardoor als functioneel geïsoleerd beschouwd, en maken geen deel uit van dezelfde metapopulatie, tenzij er tussenliggende deelpopulaties zijn. Leefgebieden die dicht bij elkaar liggen dienen voorts door een gunstige landschapsmatrix verbonden te zijn. Deze soort wordt dus beoordeeld op lokale schaal (**categorie 1**, zie Tabel 2).

Populatiestructuur/voortplanting: bewijs van voortplanting wordt geleverd door de aanwezigheid van eitjes en larven. De transparante eitjes worden individueel afgezet, zijn duidelijk waarneembaar en kunnen op ondergedoken vegetatie teruggevonden worden. De larven houden zich niet enkel op de bodem van het voortplantingswater op, maar zwemmen (in tegenstelling tot de larven van de meeste kikkers en padden) ook in de waterkolom rond. Daardoor is het mogelijk ze met een schepnet te vangen.

Vangsttijdstip en -frequentie: de meeste (voortplantings)activiteit vindt plaats in de periode half april – half juli. Fuikvangsten worden op twee tijdstippen tijdens deze periode gedaan en de maximale waarde wordt gebruikt voor de beoordeling van de populatietoestand. De zoektocht naar eitjes gebeurt best van half april tot eind mei. Larven kunnen met een schepnet gevangen worden tijdens de periode eind mei – half juli. Omdat de populatieomvang van kamsalamander sterk kan verschillen van jaar tot jaar (bv. Arntzen & Teunis 1993), verdient het aanbeveling om de toestand van de populaties voldoende frequent te evalueren.

9.2.1.4 Opmerkingen

Een correcte determinatie van de verschillende levensstadia van kamsalamander gebeurt aan de hand van standaard referentiewerken (o.a. Nöllert & Nöllert 2001; Stumpel & Strijbosch 2006).

De aanwezigheid van meerdere (3-5) kleine waterpartijen of minstens één groot geschikt voortplantingswater per populatie, wordt met het oog op risicospreiding als noodzakelijk beschouwd voor de langdurige overleving van een populatie.

9.2.1.5 Beoordeling kamsalamander

Referenties	Indicator	Gunstig	Ongunstig
Criterium: Toestand populatie			
Arntzen & Teunis 1993; Groddeck <i>et al.</i> 2006	Populatie-grootte ⁽¹⁾	≥ 50 adulte dieren per deelpopulatie	< 50 adulte dieren per deelpopulatie
Mergeay 2012	Metapopulatie-grootte	$N_c > 1393$ adulte dieren $N_e > 139$	$N_c < 1393$ adulte dieren $N_e < 139$
Mergeay 2012	Grootte leefgebied	≥ 14 ha, al dan niet verdeeld over meerdere functioneel verbonden deelpopulaties	< 14 ha
Expertoordeel	Voortplanting	≥ 20 larven of eieren per waterhabitat	< 20 larven of eieren per waterhabitat
Kupfer 1998; Groddeck <i>et al.</i> 2006	Afstand tot nabije deelpopulatie indien meerdere deelpopulaties	≤ 1 km	> 1 km

Referenties	Indicator	Gunstig	Ongunstig
Kwaliteit leefgebied			
<i>Aquatisch leefgebied</i>			
Jehle 2000; Malmgren 2002; Kinne 2006; Oldham & Humphries 2000	Aantal en grootte van de waterpartijen	Complex van min. 3-5 permanente kleine (< 100 m ²) of één grote plas (> 250 m ²)	Complex van < 3 permanente en/of tijdelijke kleine plassen (< 100 m ²)
Expertoordeel	Voedselrijkdom	Mesotroof tot matig eutroof	Oligotroof of zeer eutroof
Denoël & Lehmann 2006	Vegetatie	10 - 75% van de oppervlakte met dichte ondergedoken of drijvende vegetatie	< 10% of > 75% van de oppervlakte met dichte ondergedoken of drijvende vegetatie
Expertoordeel	Beschaduwing	Geen tot weinig (< 33%)	Veel (> 33%)
Expertoordeel	Permanentie	Bevat water tot min. begin augustus	Valt droog vóór begin augustus
		Valt hoogstens 1 jaar op 4 droog vóór begin augustus	Valt > 1 jaar op 4 droog vóór half augustus
Denoël & Ficetola 2008	Vissen	Geen tot weinig vis	Duidelijke aanwezigheid van vis
<i>Terrestrisch leefgebied</i>			
Jehle 2000; Malmgren 2002	Biotoop	Kleinschalig landschap met bossen, ruigtevegetaties, houtwallen, enz.	Weinig of geen lineaire landschapselementen
Baker & Halliday 1999; Joly <i>et al.</i> 2001; Groddeck <i>et al.</i> 2006	Afstand tot waterbiotoop	≤ 500 m	> 500 m

¹ Individuen die zich op minder dan 500 m van elkaar bevinden, behoren tot eenzelfde deelpopulatie; individuen die zich op max. 1 km van elkaar bevinden behoren tot een andere deelpopulatie van dezelfde metapopulatie.

9.2.1.6 Literatuur

Arntzen J.W. & Teunis S.F.M. (1993). A six year study on the population dynamics of the Crested newt (*Triturus cristatus*) following the colonisation of a newly created pond. *Herpetological Journal* 3: 99-110.

Baker J.M.R. & Halliday T.R. (1999). Amphibian colonisation of new ponds in an agricultural landscape. *Herpetological Journal* 9: 55-64.

Bauwens D. & Claus K. (1996). Verspreiding van amfibieën en reptielen in Vlaanderen. De Wielewaal, Turnhout.

Denoël M. & Lehmann A. (2006). Multi-scale effect of landscape processes and habitat quality on newt abundance: implications for conservation. *Biological Conservation* 130: 495-504.

Denoël M. & Ficetola G.F. (2008). Conservation of newt guilds in an agricultural landscape of Belgium: the importance of aquatic and terrestrial habitats. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* 18(5): 714-728.

Dolmen D. (1983). Growth and Size of *Triturus vulgaris* and *T. cristatus* (Amphibia) in Different Parts of Norway. *Holarctic Ecology* 6(4): 356-371.

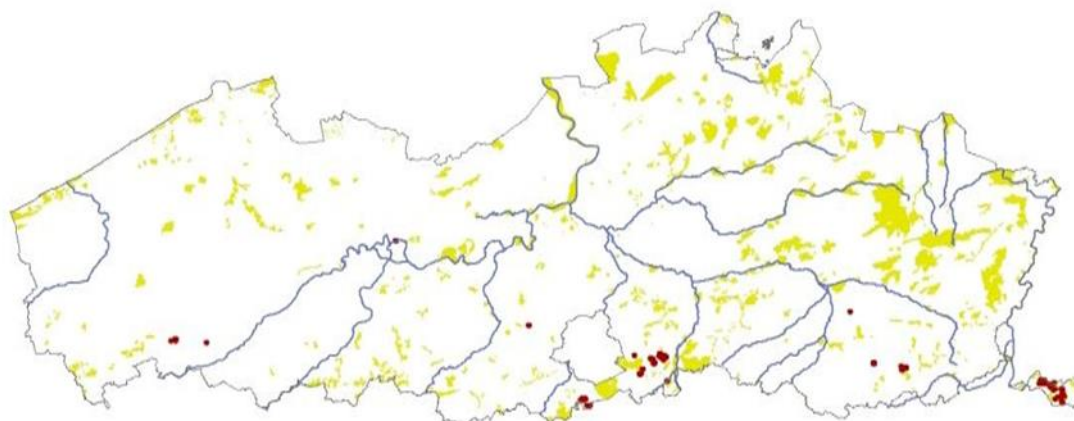
Francillon-Vieillot H., Arntzen J.W., Géraudie J. (1990). Age, Growth and Longevity of Sympatric *Triturus cristatus*, *T. marmoratus* and Their Hybrids (Amphibia, Urodela): A Skeletochronological Comparison. *Journal of Herpetology* 24(1): 13-22.

- Groddeck J., Schmidt P. & Geiger A. (2006). Kriterien zur Bewertung des Erhaltungszustands der Populationen des Kammmolches *Triturus cristatus* (LAURENTI, 1768). In: Schnitter P., Eichen C., Ellwanger G., Neukirchen M. & Schröder E. Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland: p. 267-268. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Halle). Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt in Zusammenarbeit mit dem Bundesamt für Naturschutz, Halle (Saale).
- Jehle R. (2000). The terrestrial summer habitat of radio-tracked Great crested newts *Triturus cristatus* and Marbled newts *Triturus marmoratus*. Herpetological Journal 10: 137-142.
- Joly P., Miaud C., Lehmann A. & Grolet O. (2001). Habitat matrix effects on pond occupancy in newts. Conservation Biology 15: 239-248.
- Jooris R., Engelen P. Speybroeck J., Lewylle I., Louette G., Bauwens D. & Maes D. (2013). De amfibieën en reptielen van Vlaanderen. Recente verspreiding en toelichting bij de nieuwe Rode Lijst. Rapport Natuurpunt.Studie 2013/6, Mechelen.
- Kinne O. (2006). Successful re-introduction of the newts *Triturus cristatus* and *T. vulgaris*. Endangered Species Research 1: 25-40.
- Kupfer A. (1998). Migration distances of some Crested newts (*Triturus cristatus*) within an agricultural landscape. Zeitschrift für Feldherpetologie 5: 238-242.
- Langton T.E.S., Beckett C.L. & Foster J.P. (2001). Great Crested Newt Conservation Handbook. Halesworth, UK: 60 pp. Froglife.
- Malmgren J.C. (2002). How does a newt find its way from a pond? Migration patterns after breeding and metamorphosis in Great crested newts (*Triturus cristatus*) and Smooth newts (*T. vulgaris*). Herpetological Journal 12: 29-35.
- Mergeay J. (2012). Afwegingskader voor de versterking van populaties van Europees beschermde soorten. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. INBO.A.2012.141, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Mergeay J. (2013). Analyse van de mogelijke verbindingen voor amfibieën en reptielen in de S-IHD rapporten. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. (INBO.A.2013.66), Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Miaud C., Joly P. & Castanet J. (1993). Variation in age structures in a subdivided population of *Triturus cristatus*. Canadian Journal of Zoology, 1993, 71(9): 1874-1879.
- Nöllert A. & Nöllert C. (2001). Amfibieëngids van Europa. Tirion Natuur.
- Oldham R.S. & Humphries R.N. (2000). Evaluating the success of Great crested newt translocation. Herpetological Journal 10: 183-190.
- Stumpel A.H.P. & Srijbosch H. (2006). Veldgids amfibieën en reptielen. KNNV, Utrecht.
- Trochet A., Moulherat S., Calvez O., Stevens V., Clobert J. & Schmeller D. (2014). A database of life-history traits of European amphibians. Biodiversity Data Journal 2: e4123.
- Wilson C.R. & Pearman P.B. (2000). Sampling characteristics of aquatic funnel traps for monitoring populations of adult rough-skinned newts (*Taricha granulosa*) in Lentic Habitats. Northwestern Naturalist 81(1): 31-34.

9.2.2 Vroedmeesterpad (*Alytes obstetricans*)

9.2.2.1 Verspreiding

De Vlaamse populaties van deze soort liggen op de noordwestelijke grens van zijn Europese verspreidingsgebied. In of nabij de grote boscomplexen in het Brabants heuvelland (Sint-Genesius-Rode, Tervuren, Overijse, Huldenberg) bevinden zich een aantal vindplaatsen, waar de soort recent echter veelal is verdwenen of sterk is achteruitgegaan. De belangrijkste groep vindplaatsen bevindt zich in de Voerstreek. Er is ook een geïsoleerde populatie in het zuiden van Haspengouw (Borgloon).



Figuur 9: Vindplaatsen van vroedmeesterpad (1995-2014) (bron: waarnemingen.be en Hyla-databank, Natuurpunt).

9.2.2.2 Leefgebied (Bauwens & Claus, 1996; Jooris et al., 2013)

In Vlaanderen komt de vroedmeesterpad voor in biotopen met een relatief warm microklimaat. Het is een soort van heuvelachtige gebieden, waar ze wordt aangetroffen op zonbeschenen, open plaatsen zonder vegetatie en met voldoende schuilmogelijkheden. Zo komen als biotoop in aanmerking: hellingen met een rotsachtige ondergrond, terreinen met een losse stenige bodem, begraasde niet te voedselrijke graslanden, open groeven, ruderaal terreinen en taluds van holle wegen met een open vegetatie. De vroedmeesterpad wordt ook aangetroffen in of nabij menselijke constructies zoals boerderijen, kerkhoven, kelders en ruïnes. Als waterbiotoop komt een grote verscheidenheid van waterpartijen in aanmerking: veedrinkpoelen, bronpoelen, kleine vijvers en zelfs kunstmatige veedrinkbakken. De belangrijkste vereiste is dat de voortplantingsplaats het hele jaar door water bevat. Plassen die tijdens de zomer opdrogen, zijn ongeschikt, aangezien minstens een deel van de larven in het water overwintert en pas tijdens het volgende jaar metamorfoseert. Het is aangewezen dat de waterpartij in de onmiddellijke omgeving van de landbiotoop ligt.

9.2.2.3 Methodiek

Populatiegrootte: een populatie kan afgebakend worden als de groep van dieren die zich voortplanten in een cluster van meerdere nabijgelegen (< 500 m) waterpartijen. Een frequent gebruikte methode bestaat uit het tellen van de roepende mannetjes die deelnemen aan de kooractiviteit tijdens de voortplantingsperiode. Het hoogst aantal roepende dieren wordt beschouwd als een relatieve maat voor de populatiegrootte.

Dat aantal is steeds een onderschatting van het absoluut aantal aanwezige dieren, om minstens twee redenen. In de eerste plaats, omdat uitsluitend de adulte mannelijke dieren deelnemen aan de kooractiviteit. Daarnaast heeft onderzoek bij de boomkikker, een erg luidruchtige soort met uitgesproken kooractiviteit, uitgewezen dat op een gegeven dag slechts ongeveer de helft van het totaal aantal aanwezige adulte mannetjes effectief deelneemt aan de koren (Pellet et al. 2007).

Metapopulatiegrootte: de gemiddelde generatieduur van vroedmeesterpad wordt geschat op 4 jaar (Marquez et al. 1997). De overeenkomstige minimale effectieve metapopulatiegrootte bedraagt dan $N_{e95} = 244$. Dit komt overeen met een census grootte $N_c = 2440$ adulten. De minimale grootte van het leefgebied die overeenkomt met een

metapopulatie die voldoet aan N_{e95} wordt voor vroedmeesterpad geschat op 120 ha, uitgaande van een individueel leefgebiedgebruik van 0.05 ha, zoals in gelijkaardige soorten (Mergeay 2013). Nöllert & Nöllert (2001) en Trochet *et al.* (2014) geven beide maximale dispersie-afstanden van 500 m aan, ingegeven door de waarneming dat volwassen dieren nooit verder dan 500 m van larvaal habitat zijn waargenomen. Ryser *et al.* (2003) vonden echter dat kolonisatie van nieuwe poelen typisch optrad binnen een straal van 1500 m van gekende larvaal leefgebied. We beschouwen aldus dat larvaal leefgebied binnen een metapopulatie binnen deze afstand moet voorkomen, zonder dispersiebarrières. Deze soort wordt dus beoordeeld op lokale schaal (**categorie 1**, zie Tabel 2).

Populatiestructuur/voortplanting: bewijs van voortplanting wordt geleverd door de aanwezigheid van larven en juveniele dieren.

Monitoringstijdstip en -frequentie: de meeste voortplantingsactiviteit vindt plaats tijdens de periode mei-juni. Mannetjes vroedmeesterpad roepen doorgaans vanaf de schemering tot rond middernacht. Tellingen worden bij voorkeur uitgevoerd op relatief warme en vochtige avonden, op minstens 3 verschillende dagen. Het monitoren van larven en juveniele dieren gebeurt bij voorkeur tijdens de periode juni-augustus. De aanwezigheid van larven kan worden vastgesteld met een schepnet; juveniele dieren zijn vooral bij valavond actief, in de omgeving van de voortplantingspoel of in de landbiotoop. Omdat de populatieomvang bij soorten als de vroedmeesterpad van jaar tot jaar fluctueert, verdient het aanbeveling om de toestand van de populaties (minstens) elk jaar te evalueren.

9.2.2.4 Opmerkingen

- Een correcte determinatie van de verschillende levensstadia van de vroedmeesterpad gebeurt aan de hand van standaard referentiewerken (o.a. Nöllert & Nöllert 2001; Stumpel & Strijbosch 2006).
- De aanwezigheid per populatie van meerdere (3-5) kleine waterpartijen of minstens één groot geschikt voortplantingswater wordt met het oog op risicospreiding als noodzakelijk beschouwd voor de langdurige overleving van een populatie.

9.2.2.5 Beoordeling vroedmeesterpad

Referenties	Indicator	Gunstig	Ongunstig
Criterium: Toestand populatie			
Crombaghs & Bosman 2003	Populatie-grootte ⁽¹⁾	≥ 200 roepende mannetjes per deelpopulatie	< 200 roepende mannetjes per deelpopulatie
Expertoordeel	Voortplanting	Larven of juvenielen aanwezig	Geen larven of juvenielen
Mergeay 2012	Metapopulatie-grootte	≥ 2438 adulte dieren ($N_e > 244$)	< 2438 adulte dieren ($N_e < 244$)
Mergeay 2012	Grootte leefgebied	> 120 ha, al dan niet verdeeld over meerdere functioneel verbonden deelpopulaties	< 120 ha
Ryser <i>et al.</i> 2003	Afstand tot nabije deel- populatie	≤ 1.5 km	> 1.5 km
Criterium: Kwaliteit leefgebied			
<i>Aquatisch leefgebied</i>			
Schmidt <i>et al.</i> 2006	Aantal en grootte van de waterpartijen	Complex van min. 3-5 kleine (<100 m ²) of één grote plas (>100 m ²)	Complex van < 3 kleine (<100 m ²) plassen
Bauwens & Claus 1996	Voedselrijkdom	Mesotroof tot matig eutroof	Oligotroof of zeer eutroof

Referenties	Indicator	Gunstig	Ongunstig
Criterium: Kwaliteit leefgebied (vervolg)			
<i>Aquatisch leefgebied (vervolg)</i>			
Schmidt <i>et al.</i> 2006	Beschaduwing	Geen tot weinig (< 33%)	Veel (> 33%)
Lenders 2000; Bauwens & Claus 1996	Permanentie	Bevat het ganse jaar water	Valt droog vóór begin augustus
		Valt hoogstens 1 jaar op 4 droog	Valt > 1 jaar op 4 droog
Sowig <i>et al.</i> 2003; Schmidt <i>et al.</i> 2006	Vissen	Afwezig	Aanwezig
<i>Terrestrisch leefgebied</i>			
Schmidt <i>et al.</i> 2006; Lenders 2000; Bauwens & Claus 1996; Grossenbacher & Zumbach 2003	Biotoop	Tenminste meerdere, bij voorkeur vele zonbeschenen, open plaatsen in reliëfrijke gebieden	Weinig of geen zonbeschenen, open plaatsen in reliëfrijke gebieden
Schmidt <i>et al.</i> 2006; Lenders 2000; Grossenbacher & Zumbach 2003	Successie/Verbossing	Geen of in vroeg stadium	Ver gevorderd
Schmidt <i>et al.</i> 2006; Lenders 2000; Grossenbacher & Zumbach 2003	Schuilplaatsen	Voldoende ruderaal terreinen, groeven, stenen constructies met talrijke spleten	Weinig of geen van dergelijke schuilplaatsen
Trochet <i>et al.</i> (2014)	Afstand tot waterbiotoop	≤ 500 m	> 500 m

¹ Individuen die zich op minder dan 500 m van elkaar bevinden, behoren tot eenzelfde deelpopulatie; individuen die zich op max. 2 km van elkaar bevinden behoren tot een andere deelpopulatie van dezelfde metapopulatie.

9.2.2.6 Literatuur

Bauwens D. & Claus K. (1996). Verspreiding van amfibieën en reptielen in Vlaanderen. De Wielewaal, Turnhout.

Crombaghs B. & Bosman W. (2003). De Vroedmeesterpad in Limburg. Onderzoek naar de verspreiding en voortplantingssucces van de Vroedmeesterpad in 2002. Report Company Natuurbalans/Limes Divergens, Nijmegen.

Grossenbacher K. & Zumbach S. (2003). Die Geburtshelferkröte: Biologie, Ökologie, Schutz. Zeitschrift für Feldherpetologie 10(1): 1-158.

Jooris R., Engelen P., Speybroeck J., Lewylle I., Louette G., Bauwens D. & Maes D. (2013). De amfibieën en reptielen van Vlaanderen. Recente verspreiding en toelichting bij de nieuwe Rode Lijst. Rapport Natuurpunt.Studie 2013/6, Mechelen.

Lenders A.J.W. (2000). Beschermingsplan Vroedmeesterpad en geelbuikvuurpad 2000-2004. Rapport Directie Natuurbeheer nr 38, Wageningen.

Márquez R., Esteban M. & Castanet J. (1997). Sexual Size Dimorphism and Age in the Midwife Toads *Alytes obstetricans* and *A. cisternasii*. Journal of Herpetology 31:52-59.

Mergeay J. (2012). Afwegingskader voor de versterking van populaties van Europees beschermde soorten. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. INBO.A.2012.141, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Mergeay J. (2013). Analyse van de mogelijke verbindingen voor amfibieën en reptielen in de S-IHD rapporten. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. (INBO.A.2013.66), Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Nöllert A. & Nöllert C. (2001). Amfibieëngids van Europa. Tirion Natuur.

Pellet J., Helfer V. & Yannic G. (2007). Estimating population size in the European tree frog (*Hyla arborea*) using individual recognition and chorus counts. *Amphibia-Reptilia* 28(2): 287-294.

Ryser J., Lüscher B., Neuenschwander U. & Zumbach S. (2003). Geburtshelferkröten im Emmental, Schweiz. *Zeitschrift für Feldherpetologie* 10: 27-35.

Schmidt P., Uthleb H., Böll S., Buschmann H., Dalbeck L., Lüscher B. & Scheidt U. (2006). Kriterien zur Bewertung des Erhaltungszustandes der Populationen der Geburtshelferkröte *Alytes obstetricans* (LAURENTI, 1768). In: Schnitter P., Eichen C., Ellwanger G., Neukirchen M. & Schröder E. Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland. p. 239-241. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Halle) . Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt in Zusammenarbeit mit dem Bundesamt für Naturschutz, Halle (Saale).

Sowig P., Fritz K. & Laufer H. (2003). Verbreitung, Habitatansprüche und Bestandssituation der Geburtshelferkröte (*Alytes obstetricans*) in Baden-Württemberg. *Zeitschrift für Feldherpetologie* 10: 37-46.

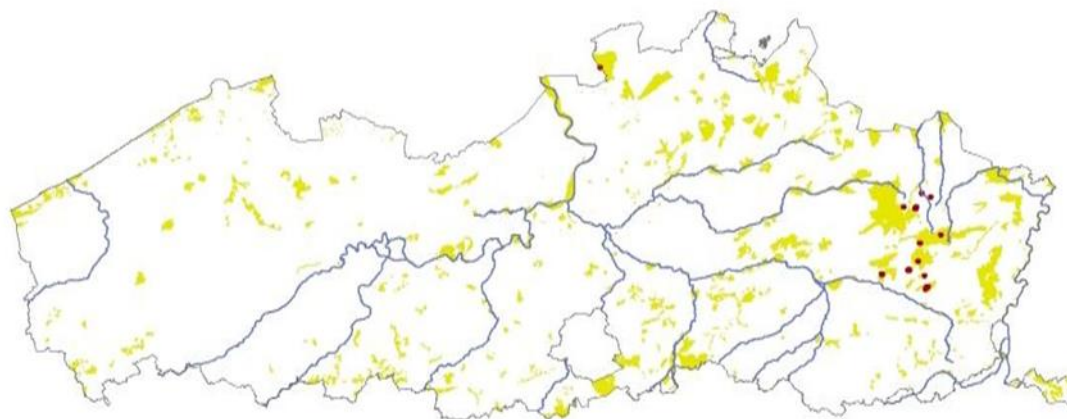
Stumpel T. & Strijbosch H. (2006). Veldgids amfibieën en reptielen. KNNV, Utrecht.

Trochet A., Moulherat S., Calvez O., Stevens V., Clobert J. & Schmeller D. (2014). A database of life-history traits of European amphibians. *Biodiversity Data Journal* 2: e4123.

9.2.3 Knoflookpad (*Pelobates fuscus*)

9.2.3.1 Verspreiding

Vlaanderen bevindt zich op een westelijke uitloper van het Europese areaal van deze soort, waardoor men kan verwachten dat geschikte levensomstandigheden slechts zeer plaatselijk aanwezig zullen zijn. De knoflookpad heeft dan ook een erg beperkte verspreiding in Vlaanderen en wordt slechts aangetroffen op enkele plaatsen in de provincie Limburg (Genk, Zonhoven, Houthalen-Helchteren, Meeuwen-Guitrode, Peer, Bocholt). Historische gegevens suggereren evenwel dat deze soort tot minstens het begin van de 20ste eeuw een veel ruimere verspreiding had in Vlaanderen (Parent 1984, Rappé 1982).



Figuur 10: Vindplaatsen van knoflookpad (1995-2014) (bron: waarnemingen.be en Hyla-databank, Natuurpunt).

9.2.3.2 Leefgebied (Bauwens & Claus, 1996; Jooris et al., 2013)

De knoflookpad bewoont gebieden waarin (matig) voedselrijke plassen (mesotroof tot eutroof) in de nabijheid liggen van terreinen met open, mulle, korrelige zandbodems. Het betreft zowel natuurlijke landschappen (beek- en rivierdalen), halfnatuurlijke landschappen (heidegebieden, heischraal landschap en landduinen) als cultuurgronden (akkergebieden en volkstuinjes).

Als voortplantingsplaatsen komen in aanmerking: weidepoelen, oude meanders, wielen, visvrije vijvers en vennen met (matig) voedselrijk, niet te zuur (pH > 6), helder en visvrij water.

Landactieve dieren zijn strikt gebonden aan terreinen met een losse, zanderige bodem waarin ze zich gemakkelijk kunnen ingraven. Typische voorbeelden hiervan zijn zandige rivier- en beekduinen, gestabiliseerde stuifzandheuvelds in heidegebieden en zandige, extensief bewerkte akkers (bv. asperge, aardappelen). Geschikte landbiotopen worden pas bewoond wanneer waterpartijen in de nabijheid liggen die als voortplantingsplaats in aanmerking komen. De combinatie van zandige bodems met voedselrijke waters kan men enkel vinden daar waar zandgronden of heuvelruggen grenzen aan de lager gelegen stroomdalen, of in heideterreinen met geëutrofiëerde vennen.

9.2.3.3 Methodiek

Populatiegrootte: een populatie kan afgebakend worden als de groep van dieren die worden aangetroffen in meerdere nabijgelegen (< 500 m) waterpartijen, met gemeenschappelijk landbiotoop in de onmiddellijke omgeving (< 250m). Een frequent gebruikte methode bestaat uit het tellen van de roepende mannetjes die deelnemen aan de kooractiviteit tijdens de voortplantingsperiode. Het hoogst aantal roepende dieren wordt beschouwd als een relatieve maat voor de populatiegrootte. Dat aantal is steeds een onderschatting van het absoluut aantal aanwezige dieren, om minstens twee redenen. In de eerste plaats, omdat uitsluitend de adulte mannelijke dieren deelnemen aan de kooractiviteit. Daarnaast heeft onderzoek bij de boomkikker, een erg luidruchtige soort met uitgesproken kooractiviteit, uitgewezen dat op een gegeven dag slechts ongeveer de helft van het totaal aantal aanwezige adulte mannetjes effectief deelneemt aan de koren (Pellet et al. 2007). Mogelijk ligt het detecteerbaar aandeel roepende mannetjes van knoflookpad gezien de weinig ver dragende roep van deze soort nog lager.

Metapopulatiegrootte: de gemiddelde generatieduur van knoflookpad wordt geschat op 3 jaar (Eggert & Guyétant 1999, Hels 2002). De overeenkomstige minimale effectieve metapopulatiegrootte bedraagt dan $N_{e95} = 325$. Dit komt overeen met een census grootte $N_c = 3250$ adulten. De minimale grootte van het leefgebied die overeenkomt met een metapopulatie die voldoet aan N_{e95} wordt voor vroedmeesterpad geschat op 160 ha (Mergeay 2013). Nöllert & Nöllert (2001) geeft aan dat volwassen dieren nooit verder dan op 1000 m van larvaal habitat zijn gevonden. Hels (2002) geeft aan dat minder dan 0.1% van adulten verder dan 500 m disperseert. We beschouwen aldus dat larvaal leefgebied binnen een metapopulatie binnen 1000 m van elkaar moet voorkomen om als metapopulatie beschouwd te kunnen worden. Deze soort wordt dus beoordeeld op lokale schaal (**categorie 1**, zie Tabel 2).

Populatiestructuur/voortplanting: bewijs van voortplanting wordt geleverd door de aanwezigheid van eisnoeren, larven en juveniele dieren. De dikke eisnoeren zijn goed herkenbaar. Ze worden in relatief diep water verborgen tussen de waterplanten afgezet, meestal op de grens tussen oevervegetatie en open water, en zijn daardoor moeilijk op te sporen. De larven van knoflookpadden groeien snel en kunnen zeer groot worden (totale lengte 10 – 18 cm).

Monitoringstijdstip en -frequentie: de meeste voortplantingsactiviteit vindt plaats tijdens de periode begin april – half mei. Knoflookpadden roepen doorgaans vanaf de schemering tot rond middernacht, zijn erg schuw, en produceren een zacht kloppend geluid van onder de waterspiegel. Hierdoor is de kans groot dat aanwezige dieren niet worden opgemerkt en dient het tellen voldoende frequent herhaald te worden. Tellingen worden bij voorkeur uitgevoerd op relatief warme en vochtige avonden, op minstens 3 verschillende dagen. De larven zijn schuw, houden zich overdag op in de diepere waterdelen en zijn daardoor moeilijk met een schepnet te vangen. 's Nachts zijn ze ook wel te vinden in ondiep water, dicht bij de oever. Nachtelijk onderzoek tijdens de periode juni – juli is sterk aan te raden, vooral in grote en diepe waterpartijen. Omdat de populatieomvang bij soorten als de knoflookpad van jaar tot jaar kan verschillen, verdient het aanbeveling om de toestand van de populaties (minstens) elke 2 jaar of 3 jaar te evalueren.

9.2.3.4 Opmerkingen

- De knoflookpad is een bijzonder moeilijk op te sporen soort. Het inschakelen van gespecialiseerde waarnemers is noodzakelijk. De larven van de knoflookpad kunnen bovendien verward worden met overwinterende, eveneens grote larven van groene kikkersoorten (determinatie: Nöllert & Nöllert 2001; Stumpel & Strijbosch 2006).
- De aanwezigheid per populatie van meerdere (3-5) kleine waterpartijen of minstens één groot geschikt voortplantingswater wordt, met het oog op risicospreiding, als noodzakelijk beschouwd voor de langdurige overleving van een populatie.

9.2.3.5 Beoordeling knoflookpad

Referenties	Indicator	Gunstig	Ongunstig
Criterium: Toestand populatie			
Crombaghs & Creemers 2001; Bosman 2004; Stumpel 2004; Schmidt & John 2006	Relatieve populatie-grootte ⁽¹⁾	≥ 50 roepende mannetjes per deelpopulatie	< 50 roepende mannetjes per deelpopulatie
Mergeay 2012	Metapopulatie-grootte	$N_c > 3250$ adulte dieren ($N_e > 325$)	$N_c < 3250$ adulte dieren ($N_e < 325$)
Mergeay 2012	Grootte leefgebied	>160 ha, al dan niet verdeeld over meerdere functioneel verbonden deelpopulaties	<160 ha
Bosman 2004, Schmidt & John 2006	Voortplanting	Succesvolle reproductie aantoonbaar (intacte eieren en/of larven aanwezig)	Succesvolle reproductie niet aantoonbaar (bv. massale beschimmeling eieren, geen larven)

Referenties	Indicator	Gunstig	Ongunstig
Criterium: Toestand populatie (vervolg)			
Nöllert & Nöllert 2001	Afstand nabije populatie	≤ 1 km	> 1 km
Criterium: Kwaliteit leefgebied			
<i>Aquatisch leefgebied</i>			
Bosman 2004	Aantal en grootte van de waterpartijen	Complex van meerdere permanente en/of tijdelijke kleine plassen (< 400 m ²) en/of één grote plas (> 400 m ²)	Max. één kleine plas (< 400 m ²)
Bauwens & Claus 1996; Crombaghs & Creemers 2001; Bosman 2004	Voedselrijkdom	Mesotroof tot licht eutroof	Oligotroof of eutroof
Bosman 2004; Schmidt & John 2006	Vegetatie	> 25% van de oppervlakte met dichte ondergedoken of drijvende vegetatie (echter geen lichtwerende krooslaag)	< 25% van de oppervlakte met dichte ondergedoken of drijvende vegetatie
Bosman 2004; Schmidt & John 2006	Beschaduwing	Geen tot weinig (< 33%)	Veel (> 33%)
Bosman 2004; Schmidt & John 2006	Permanentie	Valt hoogstens 1 jaar op 3 dróóg voor begin augustus	Valt >1 jaar op 3 droog vóór begin augustus
Nystrom <i>et al.</i> 2002; Schmidt & John 2006	Aanwezigheid vis	Geen tot weinig vis	Duidelijke aanwezigheid van vis
<i>Terrestrisch leefgebied</i>			
Bauwens & Claus 1996; Crombaghs & Creemers 2001; Bosman 2004; Schmidt & John 2006	Biotoop	Open terreinen met losse bodem (landduinen, heiden, zandige akkers)	Andere habitattypen
Crombaghs & Creemers 2001; Bosman 2004; Schmidt & John 2006	Successie / Verbossing	Vroeg stadium (< 25 % bedekking door bomen)	Ver gevorderd (> 25 % bedekking door bomen)
Bosman 2004; Schmidt & John 2006	Bodem	Zandige, mulle bodem	Andere bodemtypen
Stumpel <i>et al.</i> 1982; Bosman 2004	Afstand tot waterbiotoop	≤ 500 m	> 500 m

¹ Individuen die zich op minder dan 500 m van elkaar bevinden, behoren tot eenzelfde populatie.

9.2.3.6 Literatuur

Bauwens D. & Claus K. (1996). Verspreiding van amfibieën en reptielen in Vlaanderen. De Wielewaal, Turnhout.

Bosman W. (2004). De knoflookpad in Noord-Brabant. Monitoring in 2003 en leefgebiedplannen voor de periode 2004-2009. Stichting RAVON, Nijmegen.

Crombaghs B.H.J.M. & Creemers R.C.M. (2001). Beschermingsplan knoflookpad 2001-2005. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, 's Gravenhage.

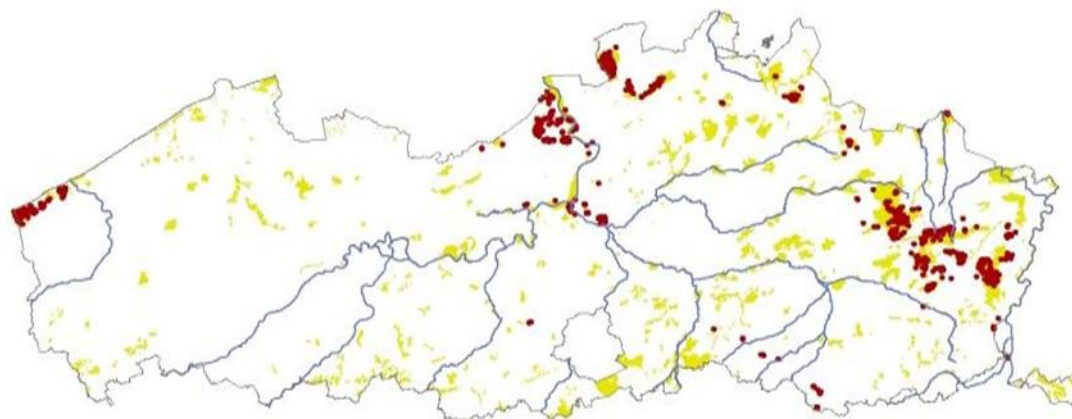
Eggert C. & Guyétant R. (1999). Age structure of a spadefoot toad *Pelobates fuscus* (Pelobatidae) population. *Copeia* 1999: 1127-1130.

- Hels T. (2002). Population dynamics in a Danish metapopulation of spadefoot toads *Pelobates fuscus*. *Ecography* 25: 303–313.
- Jooris R., Engelen P., Speybroeck J., Lewylle I., Louette G., Bauwens D. & Maes D. (2013). De amfibieën en reptielen van Vlaanderen. Recente verspreiding en toelichting bij de nieuwe Rode Lijst. Rapport Natuurpunt.Studie 2013/6, Mechelen.
- Mergeay J. (2012). Afwegingskader voor de versterking van populaties van Europees beschermde soorten. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. (INBO.A.2012.141), Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Mergeay J. (2013). Analyse van de mogelijke verbindingen voor amfibieën en reptielen in de S-IHD rapporten. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. (INBO.A.2013.66), Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Nöllert A. & Nöllert C. (2001). Amfibieëngids van Europa. Tirion Uitgevers, Baarn.
- Nystrom P., Birkedal L., Dahlberg C. & Bronmark C. (2002). The declining spadefoot toad *Pelobates fuscus*: calling site choice and conservation. *Ecography* 25(4): 488-498.
- Parent G.H. (1984). Atlas des batraciens et reptiles de Belgique. *Cahiers d'Ethologie Appliquée* 4: 1-198.
- Pellet J., Helfer V. & Yannic G. (2007). Estimating population size in the European tree frog (*Hyla arborea*) using individual recognition and chorus counts. *Amphibia-Reptilia* 28(2): 287-294.
- Rappé G. (1982). Nieuwe gegevens over het voorkomen van *Pelobates fuscus* (Laurenti) (Anura, Pelobatidae) in België. *Biologisch Jaarboek Dodonaea* 50: 255-259.
- Schmidt P. & John I. (2006). Kriterien zur Bewertung des Erhaltungszustandes der Populationen der Knoblauchkröte *Pelobates fuscus* (LAURENTI, 1768). In: Schnitter P., Eichen C., Ellwanger G., Neukirchen M. & Schröder E. Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland. p. 251-252. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Halle) . Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt in Zusammenarbeit mit dem Bundesamt für Naturschutz, Halle (Saale).
- Shaffer M.L. (1981). Minimum population sizes for species conservation. *BioScience* 31: 131-134.
- Stumpel A.H.P. , Kragt F.J. & Bons M.W.J. (1982). Een biotoop van de knoflookpad in de Gemeente Maarheeze. *De Levende Natuur* 84: 69-76.
- Stumpel A.H.P. & Strijbosch H. (2006). Veldgids amfibieën en reptielen. KNNV, Utrecht.

9.2.4 Rugstreepad (*Epidalea calamita*)

9.2.4.1 Verspreiding

De rugstreepad wordt over heel Vlaanderen waargenomen, maar het verspreidingsgebied is sterk versnipperd. Relatief dichte concentraties van vindplaatsen bevinden zich aan de westkust, het havengebied rond Antwerpen en de Antwerpse en Limburgse Kempen.



Figuur 11: Vindplaatsen van rugstreepad (1995-2014) (bron: waarnemingen.be en Hyla-databank, Natuurpunt).

9.2.4.2 Leefgebied (Bauwens & Claus, 1996; Jooris et al., 2013)

De rugstreepad is een warmteminnende soort met een gravende levenswijze. Ze bewoont duin- en heidegebieden, waar landactieve dieren zich vooral ophouden op gestabiliseerde, zonbeschenen duinen met een schrale begroeiing van korstmossen, grassen en struikheide. Daarnaast treffen we ze aan in geaccidenteerde terreinen die sterk door menselijke activiteiten beïnvloed zijn: oude klei-afgravingen, verlaten zandgroeven, bouwterreinen, koolmijnstorten en met zand opgespoten terreinen van industrie- en haven-gebieden. Deze terreinen bevatten veelal een kleinschalige afwisseling van onbegroeide plaatsen en plekken met ijle vegetaties.

De keuze van de voortplantingsplas is afhankelijk van de aard van de landbiotoop. In heidegebieden gaat de voorkeur vooral naar erg ondiepe, zonbeschenen oeverzones en uitlopers van grotere vennen. Ook ondergelopen weilanden en akkers in de directe omgeving van heidegebieden worden als voortplantingswater gebruikt. In geaccidenteerde terreinen geven ze de voorkeur aan ondiepe plassen met weinig of geen vegetatie. Vaak betreft het tijdelijke plassen die tijdens regenarme lentes en zomers snel uitdrogen. Nieuw gegraven plassen en accidenteel ontstane ondieptes worden vaak zeer snel gekoloniseerd, maar ze worden ook even snel verlaten zodra de watervegetatie een meer permanent karakter krijgt. Rugstreepadden verplaatsen zich dan ook vaak van de ene naar de andere paaiplaats.

9.2.4.3 Methodiek

Populatiegrootte: een populatie kan afgebakend worden als de groep van dieren die worden aangetroffen in meerdere nabijgelegen (< 500 m) waterpartijen, die liggen nabij (< 250 m) een gemeenschappelijk landbiotoop. Een frequent gebruikte methode bestaat uit het tellen van de roepende mannetjes die deelnemen aan de kooractiviteit tijdens de voortplantingsperiode. Het hoogst aantal roepende dieren wordt beschouwd als een relatieve maat voor de populatiegrootte. Dat aantal is steeds een onderschatting van het absoluut aantal aanwezige dieren, om minstens twee redenen. In de eerste plaats omdat uitsluitend de adulte mannelijke dieren deelnemen aan de kooractiviteit. Daarnaast heeft onderzoek bij de boomkikker, een erg luidruchtige soort met uitgesproken kooractiviteit, uitgewezen dat op een gegeven dag slechts ongeveer de helft van het totaal aantal aanwezige adulte mannetjes effectief deelneemt aan de koren (Pellet et al. 2007). Het is te verwachten dat die fractie bij de, eveneens luidruchtige, rugstreepad vergelijkbaar is.

Metapopulatiegrootte: de gemiddelde generatieduur van rugstreeppad wordt geschat op 4 jaar (Leskovar *et al.* 2006). De overeenkomstige minimale effectieve metapopulatiegrootte bedraagt dan $N_{e95} = 244$. Dit komt overeen met een census grootte $N_c=2438$ adulten. De minimale grootte van het leefgebied die overeenkomt met een metapopulatie die voldoet aan N_{e95} wordt voor rugstreeppad geschat op 120 ha (in kustgebieden) tot 210 ha in (heide)gebieden in het binnenland (Banks & Beebee 1988; Mergéay 2013). De maximale gepubliceerde dispersieafstand voor rugstreeppad bedraagt 4,4 km (Trochet *et al.* 2014), en gemiddelde waardes bedragen ca 2,5 km. Op basis van deze informatie beschouwen we dat larvaal leefgebied op afstanden van meer dan 4 km niet meer tot dezelfde metapopulatie behoren. Deze soort wordt dus beoordeeld op lokale schaal (**categorie 1**, zie Tabel 2).

Populatiestructuur/voortplanting: bewijs van voortplanting wordt geleverd door de aanwezigheid van eisnoeren, larven en juveniele dieren. De eisnoeren zijn goed herkenbaar en makkelijk zichtbaar, aangezien ze meestal op een kale bodem en in ondiep water worden afgezet. De larven van de rugstreeppad groeien snel en gelijken sterk op die van de gewone pad (die zich weliswaar vroeger op het jaar voortplant).

Monitoringstijdstip en -frequentie: de meeste voortplantingsactiviteit vindt plaats tijdens de periode half april – juli (Sinsch 1988). Rugstreeppadden roepen doorgaans vanaf de schemering tot rond middernacht en produceren een vérdragend geluid. Tellingen worden bij voorkeur uitgevoerd op relatief warme en vochtige avonden, op minstens 3 verschillende dagen. Het monitoren van juveniele dieren gebeurt bij voorkeur tijdens de periode juni-juli. Omdat de populatieomvang bij soorten als de rugstreeppad sterk kan fluctueren van jaar tot jaar (o.a. Sinsch & Seidel 1995; Buckley & Beebee 2004), verdient het aanbeveling om de toestand van de populaties (minstens) elk jaar te evalueren.

9.2.4.4 Opmerkingen

- Voor het identificeren van amfibieën in alle levensstadia, valt Nöllert & Nöllert (2001) aan te bevelen.
- De aanwezigheid per populatie van meerdere (3-5) kleine waterpartijen of minstens één groot geschikt voortplantingswater wordt met het oog op risicospreiding als noodzakelijk beschouwd voor de langdurige overleving van een populatie.

9.2.4.5 Beoordeling rugstreeppad

Referenties	Indicator	Gunstig	Ongunstig
Criterium: Toestand populatie			
Expertoordeel	Relatieve populatiegrootte ⁽¹⁾	≥ 200 roepende mannetjes per deelpopulatie	< 200 roepende mannetjes per deelpopulatie
Mergéay 2012	Metapopulatiegrootte	$N_c > 2438$ adulte dieren ($N_e > 244$)	$N_c < 2438$ adulte dieren ($N_e < 244$)
Mergéay 2012	Grootte leefgebied	>120 ha gunstig leefgebied (kust) of >210 ha (heidegebied), al dan niet verdeeld over meerdere functioneel verbonden deelpopulaties	<120 ha gunstig leefgebied (kust) of <210 ha (heidegebied)
Schmidt <i>et al.</i> 2006	Voortplanting	Juvenielen waargenomen in minstens 1 jaar op 3	Juvenielen waargenomen in hoogstens 1 jaar op 4
Sinsch 1992; Trochet <i>et al.</i> 2014	Afstand nabije deelpopulatie	≤ 4 km	> 4 km
Criterium: Kwaliteit leefgebied			
<i>Aquatisch leefgebied</i>			
Beebee <i>et al.</i> 1994; Schmidt <i>et al.</i> 2006	Aantal en grootte van de waterpartijen	Complex van min. 3 kleine tijdelijke kleine plassen (< 100 m ²) of één grote plas (> 250 m ²)	Complex van < 3 kleine plassen (< 100 m ²) of geen grote plas (> 250 m ²)

Referenties	Indicator	Gunstig	Ongunstig
Criterium: Kwaliteit leefgebied (vervolg)			
<i>Aquatisch leefgebied (vervolg)</i>			
Schmidt <i>et al.</i> 2006	Diepte	Kleine plassen met maximale diepte van 25 cm of grote plassen met brede, ondiepe (< 25 cm) oeverzone	Kleine plassen met diepte > 25 cm of grote plassen zonder brede ondiepe (< 25 cm) oeverzone
Schmidt <i>et al.</i> 2006	Vegetatie	Geen of weinig waterplanten (totale bedekking < 33% van opp.)	Relatief veel waterplanten (bedekking > 33% van opp.)
	Beschaduwing	Geen tot weinig (< 33% van opp.)	Veel (> 33% van opp.)
<i>Terrestrisch leefgebied</i>			
Miaud & Sanuy 2005	Biotoop	Open terreinen met zandige bodem (landduinen, heiden), of geaccidenteerde terreinen (groeves, opgespoten gronden)	Andere habitattypen
Schmidt <i>et al.</i> 2006	Successie/ Verbossing	Geen of in vroeg stadium	Ver gevorderd
Schmidt <i>et al.</i> 2006	Schuilplaatsen	Zandige, mulle bodem	Andere bodemtypen
	Afstand tot waterbiotoop	≤ 1000 m	> 1000 m

¹ Individuen die zich op minder dan 500 m van elkaar bevinden, behoren tot eenzelfde populatie.

9.2.4.6 Literatuur

Bauwens D. & Claus K. (1996). Verspreiding van amfibieën en reptielen in Vlaanderen. De Wielewaal, Turnhout.

Beebee T.J.C., Denton J.S. & Buckley J. (1996). Factors affecting population densities of adult Natterjack toads *Bufo calamita* in Britain. *Journal of Applied Ecology* 33(2): 263-268

Buckley J. & Beebee T.J.C. (2004). Monitoring the conservation status of an endangered amphibian: the Natterjack toad *Bufo calamita* in Britain. *Animal Conservation* 7: 221–228

Huste A., Clobert J. & Miaud C. (2006). The movements and breeding site fidelity of the Natterjack toad (*Bufo calamita*) in an urban park near Paris (France) with management recommendations. *Amphibia-Reptilia* 27(4): 561-568

Jooris R., Engelen P., Speybroeck J., Lewylle I., Louette G., Bauwens D. & Maes D. (2013). De amfibieën en reptielen van Vlaanderen. Recente verspreiding en toelichting bij de nieuwe Rode Lijst. Rapport Natuurpunt.Studie 2013/6, Mechelen.

Leskovar C., Oromi N., Sanuy D. & Sinsch U. (2006). Demographic life history traits of reproductive natterjack toads (*Bufo calamita*) vary between northern and southern latitudes. *Amphibia-Reptilia* 27: 365-375.

Mergeay J. (2012). Afwegingskader voor de versterking van populaties van Europees beschermde soorten. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. (INBO.A.2012.141), Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Mergeay J. (2013). Analyse van de mogelijke verbindingen voor amfibieën en reptielen in de S-IHD rapporten. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. (INBO.A.2013.66), Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Miaud C. & Sanuy D. (2005). Terrestrial habitat preferences of the Natterjack toad during and after the breeding season in a landscape of intensive agricultural activity. *Amphibia-Reptilia* 26(3): 359-366

Nöllert A. & Nöllert Ch. (2001). Amfibieëngids van Europa. Tiroin Natuur.

Parent G.H. (1984). Atlas des batraciens et reptiles de Belgique. Cahiers d'Ethologie Appliquée 4: 1-198.

Pellet J., Helfer V., Yannic G. (2007). Estimating population size in the European tree frog (*Hyla arborea*) using individual recognition and chorus counts. *Amphibia-Reptilia* 28(2): 287-294.

Schmidt P., Meyer F. & Sy T. (2006). Kriterien zur Bewertung des Erhaltungszustandes der Populationen der Kreuzkröte *Bufo calamita* (LAURENTI, 1768). In: Schnitter P., Eichen C., Ellwanger G., Neukirchen M. & Schröder E. Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland. p. 245-246. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Halle) . Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt in Zusammenarbeit mit dem Bundesamt für Naturschutz, Halle (Saale).

Sinsch U. (1988). Temporal spacing of breeding activity in the Natterjack toad, *Bufo calamita*. *Oecologia* 76(3): 399-407

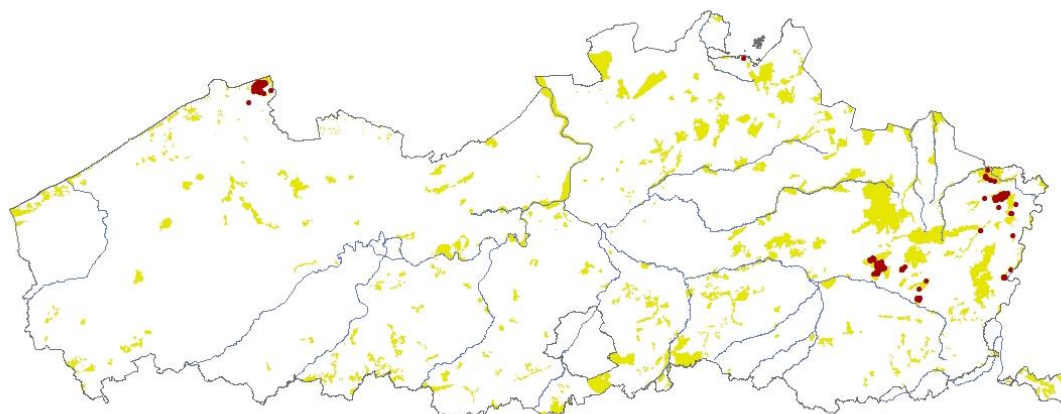
Sinsch U. (1992). Structure and dynamic of a Natterjack toad metapopulation (*Bufo calamita*). *Oecologia* 90(4): 489-499

Sinsch U. & Seidel D. (1995). Dynamics of local and temporal breeding assemblages in a *Bufo calamita* metapopulation. *Australian Journal of Ecology* 20(3): 351-361

9.2.5 Boomkikker (*Hyla arborea*)

9.2.5.1 Verspreiding

De boomkikker wordt recent aangetroffen in de Dautevijvers in Diepenbeek, Kolberg en Rode Vijvers te Hasselt, Laambekvallei in Heusden-Zolder, Wijvenheide Noord en Zuid in Zonhoven, Maaswinkel in Maasmechelen, St-Maartensheide, Mariahof, 't Hasselt en Stamprooierbroek te Bree, Deunsvan en Batven te Kinrooi, Jagersborg, de Tösch-Langeren en in het bijzonder in de vallei van de Itterbeek (De Brand) in Maaseik. De merkwaardige opgang in de vallei van de Itterbeek en het Vijvergebied Midden-Limburg dankt de Boomkikker aan doorgedreven soortgericht beheer. Sinds 2012 is de populatie Boomkikker van het Vlaams natuurreservaat de Zwinduinen in Knokke aan een sterke opgang bezig. In het noorden van de provincie Antwerpen is de soort aan te treffen in de vallei van het Merkske.



Figuur 12: Vindplaatsen van boomkikker (1995-2014) (bron: waarnemingen.be en Hyla-databank, Natuurpunt).

9.2.5.2 Leefgebied (Bauwens & Claus, 1996; Jooris et al., 2013)

Als voortplantingsplaatsen komen voor de boomkikker allerlei ondiepe en stilstaande zoetwaterplassen in aanmerking, zowel kleine veedrinkpoelen als grotere vijvers. Het water is gewoonlijk licht tot matig voedselrijk en heeft een neutrale zuurtegraad ($\text{pH} = \pm 7$). Belangrijk is dat het water goed en langdurig door de zon beschenen wordt en dat de plas niet droogvalt vóór het einde van de zomer.

De aanwezigheid van een gordel van ondergedoken of drijvende waterplanten is gunstig. Ook een vegetatie met riet en/of andere oeverplanten is positief, zolang de bezonning niet in het gedrang komt. Plassen waarin vissen voorkomen, zijn minder interessant voor boomkikkers.

De landbiotopen zijn zonbeschenen ruigtevegetaties, braamstruwelen, houtwallen en bosranden gelegen in kleinschalige landschappen. Geschikt landbiotoop moet aanwezig zijn in de directe omgeving van de plas (liefst op minder dan 500 m).

9.2.5.3 Methodiek

Populatiegrootte: een populatie kan afgebakend worden als de groep van dieren die worden aangetroffen in meerdere nabijgelegen (< 500 m) waterpartijen, die liggen nabij (< 250 m) een gemeenschappelijk landbiotoop. Een frequent gebruikte methode is het tellen van de roepende mannetjes die deelnemen aan de kooractiviteit tijdens de voortplantingsperiode. Het hoogst aantal roepende dieren wordt beschouwd als een relatieve maat voor de populatiegrootte. Dat aantal is steeds een onderschatting van het absoluut aantal aanwezige dieren, om minstens twee redenen. In de eerste plaats omdat uitsluitend de adulte mannelijke dieren deelnemen aan de kooractiviteit. Daarnaast heeft onderzoek bij deze erg luidruchtige soort met uitgesproken kooractiviteit, uitgewezen dat op een gegeven dag slechts ongeveer de helft van het totaal aantal aanwezige adulte mannetjes effectief deelneemt aan de koren (Pellet et al. 2007).

Metapopulatiegrootte: de gemiddelde generatieduur van boomkikker wordt geschat op 3 jaar. De overeenkomstige minimale effectieve metapopulatiegrootte bedraagt dan $N_{e95} = 325$. Dit komt overeen met een census grootte $N_c=3250$ adulten. De minimale grootte van het leefgebied die overeenkomt met een metapopulatie die voldoet aan N_{e95} wordt voor boomkikker geschat op 160 ha tot 210 ha (Mergeay 2013). De maximale gepubliceerde dispersie-afstand voor boomkikker bedraagt 12.5 km (Trochet *et al.* 2014). Dit gebeurt evenwel enkel occasioneel bij zeer hoge populatiedichtheden, waardoor dit waarschijnlijk zelden leidt tot functionele connectiviteit (meer dan één effectieve migrant per generatie). Onder normale omstandigheden is een maximale dispersie-afstand van 4 km realistischer in grote populaties (Angelone & Holderegger 2009). Op basis van deze informatie beschouwen we dat larvaal leefgebied op afstanden van meer dan 4 km niet meer tot dezelfde metapopulatie behoren. Deze soort wordt dus beoordeeld op lokale schaal (**categorie 1**, zie Tabel 2).

Populatiestructuur/voortplanting: bewijs van voortplanting wordt geleverd door de aanwezigheid van eiklumpen, larven en juveniele dieren. De eiklumpen hebben de grootte van een walnoot en zijn daarom moeilijk te vinden tussen de ondergedoken vegetatie. De larven van de boomkikker worden niet erg groot. Ze houden zich niet enkel op de bodem van het voortplantingswater op, maar zwemmen (in tegenstelling tot de larven van de meeste andere inheemse kikkers en padden) ook in de waterkolom rond. Daardoor is het mogelijk ze met een schepnet te vangen.

Monitoringstijdstip en -frequentie: de meeste voortplantingsactiviteit vindt plaats tijdens de periode half april – einde mei. Boomkikkers roepen doorgaans vanaf de schemering tot na middernacht. Kooractiviteit is sterk afhankelijk van de weersomstandigheden – bij warm weer roepen meer dieren en duurt de activiteit langer. Daarom dient het tellen voldoende frequent herhaald te worden. Tellingen worden bij voorkeur uitgevoerd op relatief warme en vochtige avonden, op minstens 3 verschillende dagen. Larven kunnen met een schepnet gevangen worden tijdens de periode eind mei – begin juli. Omdat de populatieomvang van jaar tot jaar sterk kan fluctueren bij soorten als de boomkikker (o.a. Pellet *et al.* 2006), verdient het aanbeveling om de toestand van de populaties elk jaar te evalueren.

9.2.5.4 Opmerkingen

- Voor het identificeren van amfibieën in alle levensstadia, valt Nöllert & Nöllert (2001) aan te bevelen.
- De aanwezigheid per populatie van meerdere (3-5) kleine waterpartijen of minstens één groot geschikt voortplantingswater wordt met het oog op risicospreiding als noodzakelijk beschouwd voor de langdurige overleving van een populatie.

9.2.5.5 Beoordeling boomkikker

Referenties	Indicator	Gunstig	Ongunstig
Criterium: Toestand populatie			
Schmidt & Geiger 2006	Relatieve populatiegrootte ⁽¹⁾	≥ 200 roepende mannetjes of eiklumpen per deelpopulatie	< 200 roepende mannetjes of eiklumpen per deelpopulatie
Mergeay 2012	Metapopulatiegrootte	$N_c > 3250$ adulten ($N_e > 325$)	$N_c < 3250$ adulten ($N_e < 325$)
Mergeay 2012	Grootte leefgebied	≥ 160 ha gunstig leefgebied	< 160 ha gunstig leefgebied
Schmidt <i>et al.</i> 2006	Voortplanting	Legsels of larven of juvenielen	Geen legsels noch larven noch juvenielen
Andersen <i>et al.</i> 2004; Pellet <i>et al.</i> 2004; Schmidt & Geiger 2006; Angelone & Holderegger 2009	Afstand nabije deelpopulatie	≤ 4 km	> 4 km

Referenties	Indicator	Gunstig	Ongunstig
Criterium: Kwaliteit leefgebied			
<i>Aquatisch leefgebied</i>			
Grosse 1994; Schmidt & Geiger 2006	Aantal en grootte van de waterpartijen	Complex van min. 3 permanente en/of tijdelijke kleine (< 100 m ²) of één grote plas (> 100 m ²)	Complex van < 3 kleine (< 100 m ²) plassen
Grosse 1994	Voedsel-rijkdom	Mesotroof tot matig eutroof	Oligotroof of zeer eutroof
Grosse 1994	Vegetatie	25-50% van de oppervlakte met dichte ondergedoken of drijvende vegetatie	< 25% van de oppervlakte met dichte ondergedoken of drijvende vegetatie
Grosse 1994	Beschaduwing	Geen tot weinig (< 33% van de opp.)	Veel (> 33% van de opp.)
Grosse 1994; Schmidt & Geiger 2006	Permanentie	Bevat water tot begin augustus	Valt dróóg voor begin augustus
Bronmark & Edenhamn 1994; Grosse 1994; Teplitsky <i>et al.</i> 2003; Schmidt & Geiger 2006	Vissen	Geen tot weinig vis	Duidelijke aanwezigheid van vis
Grosse 1994	Randzone	Structuurrijke kruiden- en struikvegetaties aanwezig	Structuurrijke kruiden- en struikvegetaties afwezig
<i>Terrestrisch leefgebied</i>			
Grosse 1994	Biotoop	Kleinschalig landschap met ruigtevegetaties, houtwallen, bosranden, braamstruwelen	Weinig of geen geschikte lineaire landschapselementen aanwezig
Trochet <i>et al.</i> 2014	Afstand tot waterbiotoop	≤ 500 m	> 500 m

¹ Individuen die zich op minder dan 500 m van elkaar bevinden, behoren tot eenzelfde populatie.

9.2.5.6 Literatuur

Andersen L.W., Fog K. & Damgaard C. (2004). Habitat fragmentation causes bottlenecks and inbreeding in the European tree frog (*Hyla arborea*). *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*, 271 (1545): 1293-1302

Angelone S. & Holderegger R. (2009). Population genetics suggests effectiveness of habitat connectivity measures for the European tree frog in Switzerland. *J Appl Ecol* 46:879-887.

Bauwens D. & Claus K. (1996). Verspreiding van amfibieën en reptielen in Vlaanderen. De Wielewaal, Turnhout.

Bronmark C. & Edenhamn P. (1994). Does the presence of fish affect the distribution of tree frogs (*Hyla arborea*). *Conservation Biology*, 8 (3): 841-845

Friedl T.W.P., Klump G.M. (1997). Some aspects of population biology in the European treefrog, *Hyla arborea*. *Herpetologica* 53(3): 321-330.

Grosse W.-R. (1994): der Laubfrosch *Hyla arborea*. – Neue Brehm Bücherei, Bd. 615, Westarp Wissenschaften, 211 S.

Jooris R., Engelen P., Speybroeck J., Lewylle I., Louette G., Bauwens D. & Maes D. (2013). De amfibieën en reptielen van Vlaanderen. Recente verspreiding en toelichting bij de nieuwe Rode Lijst. Rapport Natuurpunt.Studie 2013/6, Mechelen.

Mergeay J. (2012). Afwegingskader voor de versterking van populaties van Europees beschermde soorten. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. (INBO.A.2012.141), Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Mergeay J. (2013). Analyse van de mogelijke verbindingen voor amfibieën en reptielen in de S-IHD rapporten. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. (INBO.A.2013.66), Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Nöllert A. & Nöllert C. (2001). Amfibieëngids van Europa. Tirion Natuur.

Pellet J., Helfer V. & Yannic G. (2007). Estimating population size in the European tree frog (*Hyla arborea*) using individual recognition and chorus counts. *Amphibia-Reptilia* 28(2): 287-294.

Pellet J., Schmidt B.R., Fivaz F., Perrin N. & Grossenbacher K. (2006). Density, climate and varying return points: an analysis of long-term population fluctuations in the threatened European tree frog. *Oecologia* 149(1): 65-71.

Pellet J., Guisan A. & Perrin N. (2004). A concentric analysis of the impact of urbanization on the threatened European tree frog in an agricultural landscape. *Conservation Biology*, 18 (6): 1599-1606.

Schmidt P. & Geiger A. (2006). Kriterien zur Bewertung des Erhaltungszustandes der Populationen des Laubfrosches *Hyla arborea* (LINNAEUS, 1758). In: Schnitter P., Eichen C., Ellwanger G., Neukirchen M. & Schröder E. Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland. p. 249-250. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Halle) . Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt in Zusammenarbeit mit dem Bundesamt für Naturschutz, Halle (Saale).

Teplitsky C., Plenet S. & Joly P. (2003). Tadpoles' responses to risk of fish introduction. *Oecologia*, 134: 270-277.

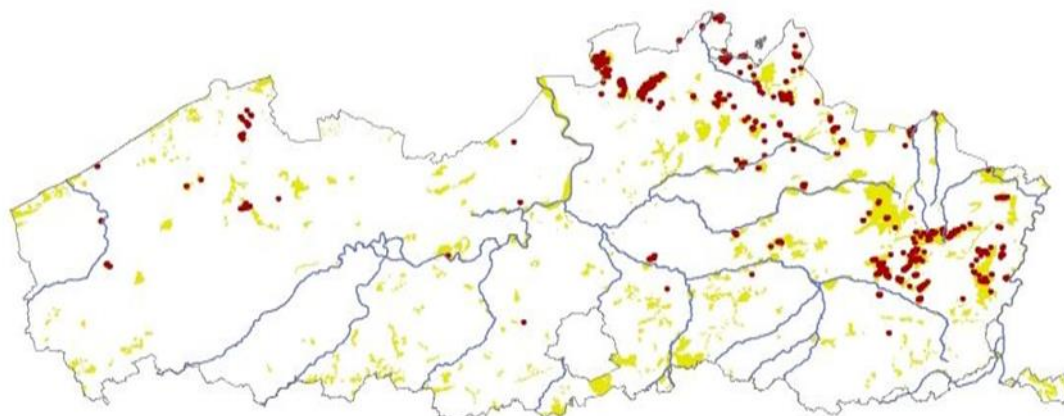
Trochet A., Moulherat S., Calvez O., Stevens V., Clobert J. & Schmeller D. (2014). A database of life-history traits of European amphibians. *Biodiversity Data Journal* 2:e4123.

9.2.6 Poelkikker (*Pelophylax lessonae*)

9.2.6.1 Verspreiding

Enkel gespecialiseerde waarnemers kunnen de drie soorten groene kikkers onderscheiden. De kennis van hun verspreiding is dan ook onvolledig.

Uit de beschikbare gegevens blijkt de poelkikker een vrij algemene soort te zijn in mesotrofe waterpartijen op zandgronden in de provincies Antwerpen en Limburg. In de andere provincies is de soort heel wat zeldzamer. In West-Vlaanderen werd de poelkikker waargenomen in enkele heiderelicten nabij Brugge. Verder zijn er verspreide waarnemingen van solitaire individuen.



Figuur 13: Vindplaatsen van poelkikker (1998-2014) (bron: waarnemingen.be en Hyla-databank, Natuurpunt).

9.2.6.2 Leefgebied (Bauwens & Claus, 1996; Jooris et al., 2013)

De poelkikker lijkt in Vlaanderen vooral gebonden aan voedselarme milieus zoals vochtige heidevelden, laagveengebieden en voedselarme moerassen. Als voortplantingsplaatsen gebruikt de soort vennen, grachten, kleine vijvers, poelen en depressies die matig voedselrijk (mesotroof) of licht voedselarm (oligotroof) water bevatten. De waterpartijen zijn zonbeschenen en bevatten water tot minstens eind augustus. Buiten de voortplantingsperiode verblijven poelkikkers veelal in de oeverzone of in de onmiddellijke nabijheid van de waterpartijen, hoewel ze zich ook worden aangetroffen in nabijgelegen beboste terreinen.

9.2.6.3 Methodiek

Populatiegrootte: een populatie kan afgebakend worden als de groep van dieren die worden aangetroffen in meerdere nabijgelegen (< 500 m) waterpartijen. Een frequent gebruikte methode voor het bepalen van de populatiegrootte bestaat uit het tellen van de roepende mannetjes die deelnemen aan de kooractiviteit tijdens de voortplantingsperiode. Het hoogst aantal roepende dieren wordt beschouwd als een relatieve maat voor de populatiegrootte. Dat aantal is steeds een onderschatting van het absoluut aantal aanwezige dieren, om minstens twee redenen. In de eerste plaats omdat uitsluitend de adulte mannelijke dieren deelnemen aan de kooractiviteit. Daarnaast heeft onderzoek bij de boomkikker, een erg luidruchtige soort met uitgesproken kooractiviteit, uitgewezen dat op een gegeven dag slechts ongeveer de helft van het totaal aantal aanwezige adulte mannetjes effectief deelneemt aan de koren (Pellet et al. 2007). Het is te verwachten dat die fractie bij de poelkikker vergelijkbaar is.

Metapopulatiegrootte: de gemiddelde generatieduur van poelkikker wordt geschat op 3 jaar. De overeenkomstige minimale effectieve metapopulatiegrootte bedraagt dan $N_{e95} = 325$. Dit komt overeen met een census grootte $N_c = 3250$ adulten. De minimale grootte van het leefgebied die overeenkomt met een metapopulatie die voldoet aan N_{e95} wordt voor poelkikker geschat op 160 ha tot 210 ha (Mergeay 2013). De maximale geverifieerde dispersieafstand voor poelkikker bedraagt 1200 m (Holenweg-Peter 2001). Op basis van deze informatie beschouwen we dat

larvale leefgebieden op afstanden van meer dan 1.2 km niet meer tot dezelfde metapopulatie behoren. Deze soort wordt dus beoordeeld op lokale schaal (**categorie 1**, zie Tabel 2).

Populatiestructuur/voortplanting: de eiklumpen kunnen aangetroffen worden vanaf half mei tot einde juni. Ze liggen meestal net onder de waterspiegel, vaak tussen waterplanten en zelden dicht bij de oever. De larven van poelkikkers worden het meest aangetroffen tijdens de periode half juni–augustus. Ze vertoeven zowel langs (onbegroeide) oevers als tussen waterplanten en het meest frequent op relatief warme plekken. Juveniele (pas gemetamorfoseerde) exemplaren worden aangetroffen vanaf half augustus en vertoeven veelal langs de oevers of in de onmiddellijke nabijheid van het voortplantingswater.

Monitoringstijdstip en –frequentie: de meeste voortplantingsactiviteit vindt plaats tijdens mei - juni. Poelkikkers roepen doorgaans vanaf de schemering tot rond middernacht; tijdens de piek van de voortplanting roepen de dieren ook overdag. Ze zijn dan weinig schuw en goed zichtbaar aan het wateroppervlak. Tellingen worden bij voorkeur uitgevoerd op relatief warme en vochtige avonden, op minstens 3 verschillende dagen. De larven van poelkikkers worden het meest aangetroffen van half juni tot augustus. Omdat de populatieomvang bij soorten als de poelkikker van jaar tot jaar kan verschillen, verdient het aanbeveling om de toestand van de populaties (minstens) elke 2 jaar of 3 jaar te evalueren.

9.2.6.4 Opmerkingen

Het onderscheid tussen poelkikker en de twee andere groene kikkersoorten (meerkikker *Pelophylax ridibundus* en bastaardkikker *Pelophylax* kl. *esculentus*) is zowel op basis van morfologie als geluid niet eenvoudig (determinatie: Nöllert & Nöllert 2001; Stumpel & Strijbosch 2006; Speybroeck et al. 2016). Het inschakelen van gespecialiseerde waarnemers is noodzakelijk. Juveniele dieren en vooral larven kunnen moeilijk of niet op soort gebracht worden, maar de soortbepaling kan wel bevestigd worden aan de aanwezigheid van adulte dieren.

De aanwezigheid per populatie van meerdere (3-5) kleine waterpartijen of minstens één groot geschikt voortplantingswater wordt met het oog op risicospreiding als noodzakelijk beschouwd voor de langdurige overleving van een populatie.

9.2.6.5 Beoordeling poelkikker

Referenties	Indicator	Gunstig	Ongunstig
Criterium: Toestand populatie			
Schmidt <i>et al.</i> 2006	Relatieve populatiegrootte ⁽¹⁾	≥ 200 roepende mannetjes per deelpopulatie	< 200 roepende mannetjes per deelpopulatie
Mergeay 2012	Metapopulatiegrootte	$N_e > 3250$ adulten ($N_e > 325$)	$N_e < 3250$ adulten ($N_e > 325$)
Mergeay 2012	Grootte leefgebied	≥ 160 ha gunstig leefgebied	< 160 ha gunstig leefgebied
Schmidt <i>et al.</i> 2006	Voortplanting	Succesvolle voortplanting aantoonbaar (larven en/of juvenielen aanwezig)	Succesvolle voortplanting niet aantoonbaar (geen larven noch juvenielen aanwezig)
Holenweg-Peter 2001; Trochet <i>et al.</i> 2014	Afstand nabije populatie	≤ 1.2 km	> 1.2 km

Referenties	Indicator	Gunstig	Ongunstig
Criterium: Kwaliteit leefgebied			
<i>Aquatisch leefgebied</i>			
Schmidt <i>et al.</i> 2006	Aantal en grootte van de waterpartijen	Complex van meerdere permanente kleine plassen (< 250 m ²) of één grote plas (> 250 m ²)	Max. één permanente kleine plas (< 250 m ²) aanwezig
Expertoordeel	Voedselrijkdom	Oligotroof of mesotroof	Eutroof
Schmidt <i>et al.</i> 2006	Beschaduwing	Geen tot weinig (<33% van de opp.)	Veel (>33% van de opp.)
Schmidt <i>et al.</i> 2006	Permanentie	Bevat ganse jaar water	Valt droog vóór begin augustus
Schmidt <i>et al.</i> 2006	Oeverzone	> 25% van de oeverlengte met abundante vegetatie	< 25% van de oeverlengte met abundante vegetatie

¹ Individuen die zich op minder dan 500 m van elkaar bevinden behoren tot eenzelfde populatie.

9.2.6.6 Literatuur

Bauwens D. & Claus K. (1996). Verspreiding van amfibieën en reptielen in Vlaanderen. De Wielewaal, Turnhout.

Holenweg-Peter A.K. (2001). Dispersal Rates and Distances in Adult Water Frogs, *Rana lessonae*, *R. ridibunda*, and Their Hybridogenetic Associate *R. esculenta*. *Herpetologica* 57:449-460.

Jooris R., Engelen P. Speybroeck J., Lewylle I., Louette G., Bauwens D. & Maes D. (2013). De amfibieën en reptielen van Vlaanderen. Recente verspreiding en toelichting bij de nieuwe Rode Lijst. Rapport Natuurpunt.Studie 2013/6, Mechelen.

Mergeay J. (2012). Afwegingskader voor de versterking van populaties van Europees beschermde soorten. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. INBO.A.2012.141.

Mergeay J. (2013). Analyse van de mogelijke verbindingen voor amfibieën en reptielen in de S-IHD rapporten. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. (INBO.A.2013.66), Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Nöllert A. & Nöllert C. (2001). Amfibieëngids van Europa. Tirion Uitgevers, Baarn.

Pellet J., Helfer V. & Yannic G. (2007). Estimating population size in the European tree frog (*Hyla arborea*) using individual recognition and chorus counts. *Amphibia-Reptilia* 28(2): 287-294.

Schmidt P., John I. & Krone A. (2006). Kriterien zur Bewertung des Erhaltungszustandes der Populationen des Kleinen Wasserfrosches *Rana lessonae* (CAMERANO, 1882). In: Schnitter P., Eichen C., Ellwanger G., Neukirchen M. & Schröder E. Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland. p. 259-260. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Halle) . Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt in Zusammenarbeit mit dem Bundesamt für Naturschutz, Halle (Saale).

Speybroeck J., Beukema W., Bok B. & Van der Voort J. (2016). Field guide to the amphibians and reptiles of Britain and Europe. Bloomsbury Publishing, London.

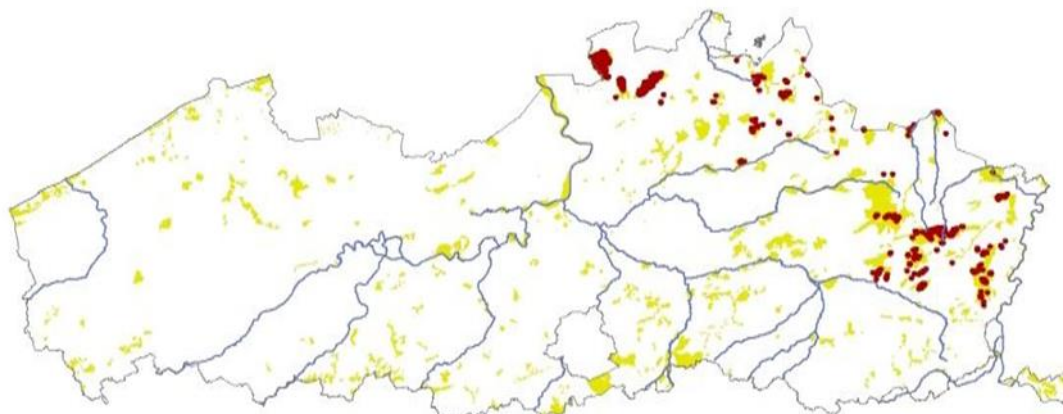
Stumpel A.H.P. & Strijbosch H. (2006). Veldgids amfibieën en reptielen. KNNV, Utrecht.

Trochet A., Moulherat S., Calvez O., Stevens V., Clobert J. & Schmeller D. (2014). A database of life-history traits of European amphibians. *Biodiversity Data Journal* 2:e4123.

9.2.7 Heikikker (*Rana arvalis*)

9.2.7.1 Verspreiding

De verspreiding van deze soort in Vlaanderen is beperkt tot de provincies Antwerpen en Limburg. Binnen deze provincies vertoont de heikikker een plaatselijke en enigszins gefragmenteerde verspreiding.



Figuur 14: Vindplaatsen van heikikker (1995-2014) (bron: waarnemingen.be en Hyla-databank, Natuurpunt).

9.2.7.2 Leefgebied (Bauwens & Claus, 1996; Jooris *et al.*, 2013)

In Vlaanderen is de heikikker strikt gebonden aan voedselarme milieus zoals vochtige heidevelden, laagveengebieden en voedselarme moerassen en bossen.

Als voortplantingsplaatsen gebruikt de heikikker in Vlaanderen visvrije vennen, grachten, kleine vijvers en depressies die voedselarm (oligotroof) of matig voedselrijk (mesotroof) water bevatten. De eiklompjes worden veelal afgezet op ondiepe (10-25 cm), windbeschutte plaatsen met weinig schaduw. Vaak zijn dat inhammen in de oeverzone, gekenmerkt door de aanwezigheid van veenmosslenken of een stelsel van pijpenstrobulten en slenken. Ook tijdelijk ondergelopen greppels en depressies op of naast zandwegen worden gebruikt als paaipplaatsen.

Landactieve heikikkers houden zich op in vochtige heiden, heischrale graslanden en vochtige bossen. Vooral terreinen met een permanent hoge waterstand zijn geschikt.

9.2.7.3 Methodiek

Populatiegrootte: een populatie kan afgebakend worden als de groep van dieren die worden aangetroffen in meerdere nabijgelegen (< 500 m) waterpartijen, die liggen nabij (< 250 m) een gemeenschappelijk landbiotop. Een frequent gebruikte methode om de populatiegrootte te bepalen bestaat uit het tellen van de roepende mannetjes die deelnemen aan de kooractiviteit tijdens de voortplantingsperiode. Het hoogst aantal roepende dieren wordt beschouwd als een relatieve maat voor de populatiegrootte. Dat aantal is steeds een onderschatting van het absoluut aantal aanwezige dieren, om minstens twee redenen. In de eerste plaats, omdat uitsluitend de adulte mannelijke dieren deelnemen aan de kooractiviteit. Daarnaast heeft onderzoek bij de boomkikker, een erg luidruchtige soort met uitgesproken kooractiviteit, uitgewezen dat slechts ongeveer de helft van het totaal aantal aanwezige adulte mannetjes effectief deelneemt aan de koren (Pellet *et al.* 2007). Het is te verwachten dat die fractie bij de heikikker (veel) lager ligt (vermoedelijk minder dan een vierde), te meer daar het geluid van roepende mannetjes niet ver draagt.

Metapopulatiegrootte: de gemiddelde generatieduur van heikikker wordt geschat op 3,3 jaar (op basis van de jaarlijkse overleving van adulten en totale levensduur, data uit Gyovai 1989; Nöllert & Nöllert 2001; Trochet *et al.* 2014). De overeenkomstige minimale effectieve metapopulatiegrootte bedraagt dan $N_{e95} = 295$. Dit komt overeen met een census grootte $N_c = 2954$ adulten. De minimale grootte van het leefgebied die overeenkomt met een metapopulatie die voldoet aan N_{e95} wordt voor heikikker geschat op 148 ha, gebaseerd op een gemiddeld

ruimtegebruik per individu van 0.05 ha (Drobenkov *et al.* 2005). Kovar *et al.* (2009) schatten dat 95% van adulte heikikkers niet verder dan 1001 m migreert van hun geboorteplek. Uit de landschapsecologische studie van Vos & Chardon (1998) blijkt dat kolonisatie van poelen tot een afstand van 2 km doorheen vochtig heidegebied evenwel mogelijk is, maar dat andere types van landschapsmatrix veel minder permeabel zijn. Met name wegen vormen een sterke barrière voor heikikker. Deze soort wordt dus beoordeeld op lokale schaal (**categorie 1**, zie Tabel 2).

Populatiestructuur/voortplanting: bewijs van voortplanting wordt geleverd door de aanwezigheid van eiklompjes, larven en juveniele dieren.

Monitoringstijdstip en -frequentie: de voortplantingsactiviteit vindt plaats tussen half februari en eind maart, maar is van zeer korte duur (enkele dagen tot maximaal 2 weken). De exacte periode verschilt dus meestal van jaar tot jaar. Heikikkers roepen voornamelijk vanaf de schemering tot rond middernacht, maar ook overdag. Ze zijn erg schuw (vooral overdag) en produceren een zacht geluid. Hierdoor is de kans groot dat aanwezige dieren niet worden opgemerkt en dient het tellen voldoende frequent herhaald te worden. Tellingen worden bij voorkeur uitgevoerd op relatief warme en vochtige avonden, op minstens 3 verschillende dagen. Omdat de populatieomvang bij soorten als de heikikker van jaar tot jaar verschilt, verdient het aanbeveling om de toestand van de populaties (minstens) elke 2 jaar of 3 jaar te evalueren.

9.2.7.4 Opmerkingen

- De heikikker is een vrij moeilijk op te sporen soort. Het inschakelen van gespecialiseerde waarnemers is noodzakelijk. De kikkerdril en larven van de heikikker zijn vrij moeilijk te onderscheiden van die van de bruine kikker (*Rana temporaria*), een soort die zich vaak in dezelfde gebieden voortplant. Voor het identificeren van amfibieën in alle levensstadia, bevelen we Nöllert & Nöllert (2001) aan.
- De aanwezigheid per populatie van meerdere (3-5) kleine waterpartijen of minstens één groot geschikt voortplantingswater wordt met het oog op risicospreiding als noodzakelijk beschouwd voor de langdurige overleving van een populatie.

9.2.7.5 Beoordeling heikikker

Referenties	Indicator	Gunstig	Ongunstig
Criterium: Toestand populatie			
Expertoordeel	Relatieve deelpopulatie-grootte ⁽¹⁾	≥ 200 roepende mannetjes of ≥ 200 eiklompn	< 200 roepende mannetjes of < 200 eiklompn
Mergeay 2012	Metapopulatie-grootte	$N_c > 2954$ adulten ($N_e > 295$)	$N_c < 2954$ adulten ($N_e > 295$)
Mergeay 2012	Grootte leefgebied	≥ 148 ha optimaal leefgebied, ev. verspreid over meerdere functioneel verbonden deelpopulaties	< 148 ha optimaal leefgebied
Schmidt 2006	Voortplanting	Succesvolle voortplanting aantoonbaar (gezonde eiklompn, larven of juvenielen)	Succesvolle voortplanting niet aantoonbaar (bv. geen eieren aangetroffen, massale beschimmeling eieren)
Vos & Chardon 1998; Schmidt 2006; Glandt 2013	Afstand nabije deelpopulatie	≤ 2 km met daartussen natte heide of ander vochtig geschikt leefgebied (elzenbroek, rietmoeras, ...), of < 600 m met andere tussenliggende vegetaties	> 2 km met daartussen natte heide of ander vochtig geschikt leefgebied (elzenbroek, rietmoeras, ...), of > 600 m met andere tussenliggende vegetaties
Criterium: Kwaliteit leefgebied			
<i>Aquatisch leefgebied</i>			
Schmidt 2006	Aantal en grootte van de waterpartijen	Complex van > 5 permanente en/of tijdelijke kleine plassen (< 250 m ²) of één grote plas (> 250 m ²)	Complex van < 5 kleine plassen (< 250 m ²)
Expertoordeel	Voedselrijkdom	Oligotroof tot mesotroof	Eutroof
Andrén <i>et al.</i> 1989; Büchs 1987; Pahkala <i>et al.</i> 2001; Schmidt 2006	pH	4.5-7	< 4.5 of > 7.0
Expertoordeel	Oeverzone	> 25% van de oeverlengte erg ondiep (< 25 cm)	< 25% van de oeverlengte erg ondiep (< 25 cm)
Schmidt 2006	Beschaduwing	Geen tot weinig (< 33%)	Veel (> 33%)
Schmidt 2006	Permanentie	Bevat water tot begin juli, nadien bij voorkeur droogvallend	Valt droog vóór begin juli
Schmidt 2006	Vissen	Geen tot weinig vis	Duidelijk aanwezigheid van vissen
<i>Terrestrisch leefgebied</i>			
Expertoordeel	Biotop	Vochtige heide, laagveen, voedselarme natte bossen	Andere habitattypen
Expertoordeel	Grondwaterstand	Permanent hoog	Laag tijdens zomer
Gyovai 1989; Schmidt 2006	Afstand tot waterbiotop	< 500 m	≥ 500 m

¹ Individuen die zich op minder dan 500 m van elkaar bevinden behoren tot eenzelfde deelpopulatie.

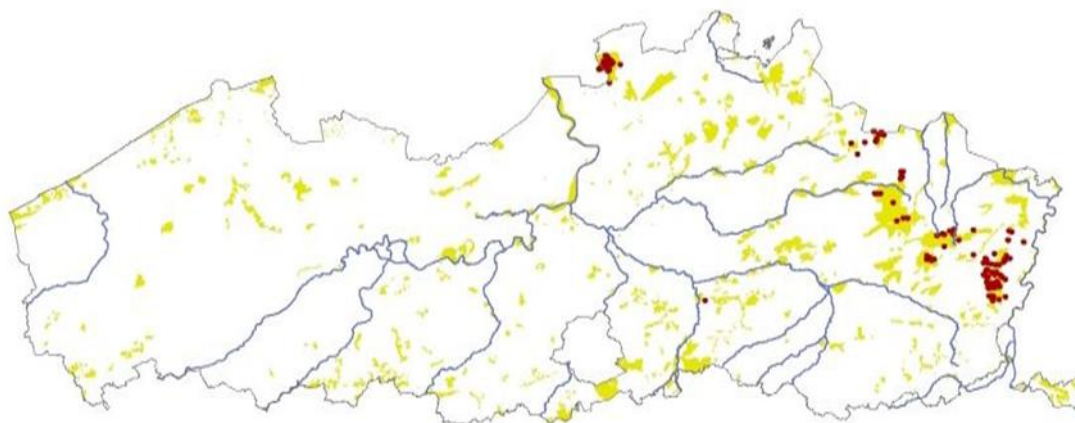
9.2.7.6 Literatuur

- Andren C., Marden M. & Nilson G. (1989). Tolerance to low pH in a population of Moor frogs, *Rana arvalis*, from an acid and a neutral environment - a possible case of rapid evolutionary response to acidification. *Oikos* 56(2): 215-223
- Büchs W. (1987). Zur Laichplatzökologie des Moorfrosches (*Rana arvalis* NILSSON) im westlichen Münsterland unter besonderer Berücksichtigung der Wasserqualität und ihrer Beziehung zur Verpilzung der Laichballen -- Beih. Schriftenr. Naturschutz Landschaftspf. Niedersachs. 19: 81 - 95
- Drobenkov S.M., Novitsky R.V., Kosova L.V., Ryzhevich K.K. & Pikulik M.M. (2005). The Amphibians of Belarus. Sofia - Moscow: Pensoft Publishers.
- Glandt D. (2013). *Rana arvalis* Nilsson, 1842 – Moorfrosch. pp. 11 - 113. In: Grossenbacher, K. (ed.): Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas. Band 5/III A: Froschlurche (Anura) III A (Ranidae I).
- Gyovai F. (1989). Demographic analysis of the Moor frog (*Rana arvalis* wolterstorffi Fejérváry 1919) population in Fraxino Pannonicae-Alnetum of the Tisza basin. *Tiscia* 24: 107-121.
- Kovar R., Brabec M., Vita R. & Bocek R. (2009). Spring migration distances of some Central European amphibian species. *Amphibia-Reptilia* 30:367-378.
- Mergeay J. (2012). Afwegingskader voor de versterking van populaties van Europees beschermde soorten. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. (INBO.A.2012.141), Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Mergeay J. (2013). Analyse van de mogelijke verbindingen voor amfibieën en reptielen in de S-IHD rapporten. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. (INBO.A.2013.66), Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Nöllert A. & Nöllert C. (2001). Amfibieëngids van Europa. Tirion Natuur.
- Pahkala M., Laurila A., Bjorn L.O. & Merilä J. (2001). Effects of ultraviolet-B radiation and pH on early development of the Moor frog *Rana arvalis*. *Journal of Applied Ecology* 38(3): 628-636
- Parent G.H. (1984). Atlas des batraciens et reptiles de Belgique. *Cahiers d'Ethologie Appliquée* 4: 1-198.
- Pellet J., Helfer V. & Yannic G. (2007). Estimating population size in the European tree frog (*Hyla arborea*) using individual recognition and chorus counts. *Amphibia-Reptilia* 28(2): 287-294.
- Räsänen K., Laurila A. & Merilä J. (2003). Geographic variation in acid stress tolerance of the Moor frog, *Rana arvalis*. I. Local adaptation. *Evolution* 57(2): 352-362
- Schmidt P. (2006). Kriterien zur Bewertung des Erhaltungszustandes der Populationen des Moorfrosches *Rana arvalis* (NILSSON, 1842). In: Schnitter P., Eichen C., Ellwanger G., Neukirchen M. & Schröder E. Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland. p. 253-254. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Halle) . Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt in Zusammenarbeit mit dem Bundesamt für Naturschutz, Halle (Saale).
- Trochet A., Moulherat S., Calvez O., Stevens V., Clobert J. & Schmeller D. (2014). A database of life-history traits of European amphibians. *Biodiversity Data Journal* 2:e4123.
- Vos C.C. & Chardon J.P. (1998). Effects of habitat fragmentation and road density on the distribution pattern of the Moor frog *Rana arvalis*. *Journal of Applied Ecology* 35(1): 44-56.

9.2.8 Gladde slang (*Coronella austriaca*)

9.2.8.1 Verspreiding

De verspreiding van deze soort in Vlaanderen is beperkt tot de provincies Antwerpen en Limburg (Kalmthout, Mol, Lommel, Overpelt, Hechtel-Eksel, Houthalen-Helchteren, Meeuwen-Gruitrode, Dilsen-Stokkem, As, Maasmechelen, Lanaken), waar de soort vooral wordt aangetroffen in heideterreinen. De vindplaatsen in Kalmthout en Mol-Lommel sluiten aan bij populaties op het aangrenzende Nederlandse grondgebied.



Figuur 15: Vindplaatsen van gladde slang (1995-2014) (bron: waarnemingen.be en Hyla-databank, Natuurpunt).

9.2.8.2 Leefgebied (Bauwens & Claus, 1996; Jooris et al., 2013)

De gladde slang vertoont in onze streken een voorkeur voor droge, zonbeschenen terreinen. Zo wordt ze aangetroffen in droge heiden, droge graslanden, open plekken in loofbossen, op grazige hellingen en langs bosranden. Toch zijn er ook vindplaatsen in nattere biotopen, zoals nabij vennen of in beekvalleien.

De gladde slang verkiest biotopen die een kleinschalige afwisseling bieden van zonbeschenen en schaduwrijke plekjes. Men kan de gladde slang ook aantreffen langs lijnvormige structuren zoals bosranden, (oude) spoorwegtaluds, landduinen en wegranden, die een kleinschalige variatie in microklimaat bieden. Deze worden permanent bewoond, of gebruikt als migratieroutes. De aanwezigheid van een dichte bodembegroeiing van dwergstruiken (bv. struikheide, bosbes) of grassen, samen met verspreid staande struiken of bomen, is belangrijk. De soort houdt tevens van een vrij losse ondergrond, bedekt met dood plantenmateriaal waarin ze zich kan verschuilen.

Gladde slangen overwinteren in zgn. winterbiotopen. Het overwinteren gebeurt veelal in allerlei ondergrondse schuilplaatsen, zoals holen van andere dieren of holten tussen stronken of wortels van bomen. Vaak zijn die plaatsen beschermd door een dichte vegetatie en gelegen in de nabijheid van bomen en struiken, als bescherming tegen extreme weersomstandigheden. De dieren worden actief vanaf eind maart; de paring vindt plaats vanaf half april tot half mei. Na de paring, verplaatsen vooral de vrouwtjes zich tijdens de lentetrek over enkele honderden meters naar de zomerbiotoop, waar nauwelijks mannetjes worden waargenomen. Vrouwtjes zijn vooral in juli en augustus zonnend aan te treffen en liggen vaak in kleine groepjes (tot 4-7 dieren) bijeen. De meeste jongen worden tussen half augustus en half september geboren in de zomerbiotoop.

Vanaf midden september tot midden oktober vindt de herfsttrek plaats naar de winterbiotopen, die relatief hoog en droog gelegen zijn. Zij onderscheiden zich echter niet duidelijk in structuur of vegetatie van de zomerbiotoop.

De overleving van een populatie gladde slangen vereist dus zowel de aanwezigheid van goede winter- en zomerbiotopen als van geschikte migratieroutes tussen beide deelbiotopen.

9.2.8.3 Methodiek

Populatiegrootte: een populatie kan afgebakend worden als de groep van dieren die worden aangetroffen in een aaneengesloten terrein met geschikt biotoop, dat niet wordt opgedeeld door onoverbrugbare barrières (brede verkeerswegen, dichte bossen, kanalen). Een frequent gebruikt methode om een populatiegrootte te bepalen bestaat uit het tellen van het aantal dieren langs een vooraf vastgelegd traject doorheen geschikt biotoop. De lengte van een traject is ca. 2000 m, het bestrijkt een oppervlakte van 2-3 ha en de duurtijd voor het doorlopen bedraagt ca. 2 uur. Hierbij wordt aan weerszijden van de looproute een strook van ca. 5 m breed onderzocht (Smit & Zuiderwijk 2003). Het hoogst aantal waargenomen dieren wordt beschouwd als een relatieve maat voor de populatiegrootte. Dat aantal is steeds een onderschatting van het absoluut aantal aanwezige dieren, om verschillende redenen. In de eerste plaats zijn gladde slangen schuwe en erg moeilijk waarneembare dieren die een belangrijk deel van hun activiteit doorbrengen verborgen onder en tussen de vegetatie. Ten tweede houden de mannetjes en vrouwtjes zich vooral tijdens de zomermaanden in verschillende deelbiotopen op. Ten derde, worden jonge, niet-geslachtsrijpe dieren uiterst zelden waargenomen.

Metapopulatiegrootte als randvoorwaarde: de gemiddelde generatieduur van gladde slang wordt geschat op 7 jaar (op basis van de jaarlijkse overleving van adulten en totale levensduur; Spellerberg & Phelps 1977; Reading 2004). De overeenkomstige minimale effectieve metapopulatiegrootte bedraagt dan $N_{e95} = 139$. Dit komt overeen met een census grootte $N_c = 1393$ adulten. De minimale grootte van het leefgebied die overeenkomt met een metapopulatie die voldoet aan N_{e95} wordt voor gladde slang geschat op 760 ha, gebaseerd op een gemiddelde densiteit van 18.3 adulten per 10 ha (afgeleid uit Reading 2004). De maximale waargenomen dispersie-afstand bedraagt 371 m (Reading 2012). Deze soort wordt dus beoordeeld op lokale schaal (**categorie 1**, zie Tabel 2).

Populatiestructuur/voortplanting: juveniele, pasgeboren slangen worden soms in kleine groepjes waargenomen op de plaatsen waar de adulte, drachtige vrouwtjes vertoefden.

Monitoringstijdstip en -frequentie: de tellingen gebeuren bij gunstige weersomstandigheden. Van april tot juni worden die best uitgevoerd tijdens de late ochtend (10 – 12 h) op zonnige of halfbewolkte dagen met een relatief hoge temperatuur. Tijdens de maanden juni – augustus gebeuren de tellingen bij voorkeur in de vroege ochtend (8 – 10 h), bij (licht) bewolkt weer en een relatief lage temperatuur. Warme zomerdagen zijn te vermijden. De tellingen langs eenzelfde traject gebeuren op minstens 5 verschillende dagen, met minimaal 5 dagen tussen twee opeenvolgende bezoeken.

9.2.8.4 Opmerkingen

- De gladde slang is een erg moeilijk op te sporen soort. Het inschakelen van gespecialiseerde waarnemers is noodzakelijk.
- In de buurlanden zijn waarden gepubliceerd die mede rekening houden met recent vastgestelde populatiegroottes bij reptielen. Deze bedragen minimaal 50 adulte (= geslachtsrijpe) dieren (voor Nederland: van Delft & van Rijswijk 2006; voor Duitsland: Völkl 1991; Völkl & Käsiewieter 2003). De waarde voorgesteld voor Vlaanderen sluit daarbij aan.
- Hoewel de populatiedichtheden sterk kunnen verschillen tussen en binnen terreinen, komen er in geschikt leefgebied gemiddeld één tot drie gladde slangen per ha voor (Völkl & Käsiewieter 2003). Dat betekent dat een populatie over tenminste 50 - 150 ha geschikt leefgebied moet kunnen beschikken.

9.2.8.5 Beoordeling gladde slang

Referenties	Indicator	Gunstig	Ongunstig
Criterium: Toestand populatie			
expertoordeel op basis van data uit: Meetnet Reptielen Nederland 2007	Relatieve populatiegrootte (densiteit)	≥ 5 adulte dieren/2000 m traject (gemiddelde/jaar)	< 5 adulte dieren/2000 m traject (gemiddelde/jaar)
van Delft & van Rijswijk 2006; Völkl 1991; Völkl & Käsewieder 2003	Absolute populatiegrootte	≥ 50 adulte dieren per deelpopulatie	< 50 adulte dieren per deelpopulatie
Mergeay 2012	Metapopulatiegrootte	$N_e > 1393$ adulten ($N_e > 139$)	$N_e < 1393$ adulten ($N_e < 139$)
Mergeay 2012	Grootte leefgebied	>760 ha optimaal leefgebied, ev. verspreid over meerdere functioneel verbonden deelpopulaties die maximaal 500 m van elkaar verwijderd zijn, zonder dispersiebarrières zoals wegen	<760 ha optimaal leefgebied
van Delft & van Rijswijk 2006; Groddeck & Podloucky 2006	Voortplanting	Drachtige vrouwtjes en/of juvenielen aanwezig	Drachtige vrouwtjes en juvenielen afwezig
Groddeck & Podloucky 2006	Afstand nabije populatie	≤ 500 m	> 500 m
Criterium: Kwaliteit leefgebied			
Bauwens & Claus 1996; van Delft & van Rijswijk 2006; Groddeck & Podloucky 2006	Biotoop	Open, droge terreinen (heide, graslanden, open bossen), niet onderbroken door verharde wegen	Andere habitattypen, of geschikte biotopen die sterk doorkruist worden door verharde wegen
Bauwens & Claus 1996; van Delft & van Rijswijk 2006; Groddeck & Podloucky 2006	Structuur vegetatie	Structuurrijk, mozaïek, microreliëf	Structuurarm, homogeen
Bauwens & Claus 1996; van Delft & van Rijswijk 2006; Groddeck & Podloucky 2006	Open plekken	Relatief veel, bij voorkeur naar Z of ZW georiënteerd	Weinig of geen
van Delft & van Rijswijk 2006	Lijnvormige elementen (bosrand, wegberm, taluds)	Aanwezig	(Nagenoeg) afwezig
van Delft & van Rijswijk 2006; Groddeck & Podloucky 2006	Successie	Boomopslag aanwezig	Sterke verbossing

9.2.8.6 Literatuur

Bauwens D. & Claus K. (1996). Verspreiding van amfibieën en reptielen in Vlaanderen. De Wielewaal, Turnhout.

Groddeck J. & Podloucky R. (2006). Kriterien zur Bewertung des Erhaltungszustands der Populationen der Schlingnatter *Coronella austriaca* (LAURENTI, 1768). In: Schnitter P., Eichen C., Ellwanger G., Neukirchen M. & Schröder E. Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland. p. 270-271. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Halle). Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt in Zusammenarbeit mit dem Bundesamt für Naturschutz, Halle (Saale).

Jooris R., Engelen P. Speybroeck J., Lewylle I., Louette G., Bauwens D. & Maes D. (2013). De amfibieën en reptielen van Vlaanderen. Recente verspreiding en toelichting bij de nieuwe Rode Lijst. Rapport Natuurpunt.Studie 2013/6, Mechelen.

Meetnet Reptielen Nederland. (2007). Nieuwsbrief nr 38. RAVON, Nijmegen.

Mergeay J. (2012). Afwegingskader voor de versterking van populaties van Europees beschermde soorten. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. (INBO.A.2012.141), Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Mergeay J. (2013). Analyse van de mogelijke verbindingen voor amfibieën en reptielen in de S-IHD rapporten. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. (INBO.A.2013.66), Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Reading C.J. (2004). Age, growth and sex determination in a population of smooth snakes, *Coronella austriaca* in southern England. *Amphibia-Reptilia* 25: 137-150.

Reading C.J. (2012). Ranging behaviour and home range size of smooth snakes inhabiting lowland heath in southern England. *The Herpetological Journal* 22:241-247.

Spellerberg I.F. & Phelps T.E. (1977). Biology, general ecology and behaviour of the snake, *Coronella austriaca* Laurenti. *Biol J Linn Soc* 9:133-164.

Smit G.F.J. & Zuiderwijk A. (2003). Handleiding voor monitoring van reptielen in Nederland. RAVON, Nijmegen.

van Delft J.J.C.W. & van Rijsewijk A.C. (2006). Wie is er bang voor de Gladde slang? Beschermingsplan voor de Gladde slang in Noord-Brabant. RAVON, Nijmegen.

Völkl W. (1991). Habitatansprüche von Ringelnatter (*Natrix natrix*) und Schlingnatter (*Coronella austriaca*): Konsequenzen für Schutzkonzepte am Beispiel nordbayerischer Populationen. *Natur und Landschaft* 66: 444-448.

Völkl W. & Käsewieder D. (2003). Die Schlingnatter. Ein heimlicher Jäger. Beiheft der Zeitschrift für Feldherpetologie 6. Laurenti-Verlag, Bielefeld.

9.3 Geleedpotigen - Libellen

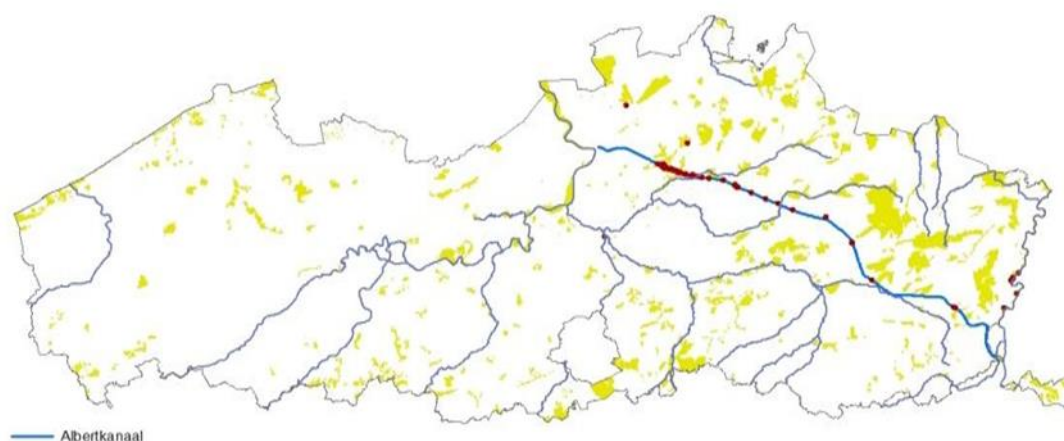
Geert De Knijf & Tim Adriaens

9.3.1 Rivierrombout (*Gomphus flavipes*)

9.3.1.1 Verspreiding

De rivierrombout werd voor het eerst in Vlaanderen waargenomen tijdens de zomer van 2000 langs de Grensmaas (Vucht, Maasmechelen) (Gubbels 2001). Deze en ook latere waarnemingen langs de Grensmaas betroffen steeds adulte dieren. Ondanks enkele zoekpogingen werden geen larvenhuidjes gevonden, zodat effectieve voortplanting nog niet kon aangetoond worden (De Knijf *et al.* 2006; Calle *et al.* 2007). Wel werden de laatste jaren meermaals parende dieren (copulae) en eenmaal zelfs ei-afleg in de Grensmaas waargenomen (De Knijf *et al.* 2014), wat kan wijzen op de aanwezigheid van een populatie. In de zomer van 2012 werd een populatie gevonden op het Albertkanaal (De Knijf *et al.* 2014). Gerichte zoekacties resulteerden in de vondst van tientallen larvenhuidjes over een oeverlengte van bijna 100 km, van de sluizen van Wommelgem-Oelegem tot Zutendaal (De Knijf & Adriaens 2014).

Buiten deze twee waterlopen werden individuele exemplaren ook waargenomen te Geel (2002), Zoersel (2007), langs de Zenne te Heffen-Mechelen (2010) en het Antitankkanaal te Brasschaat (2012). Het valt niet uit te sluiten dat op één of meerdere van deze locaties of langsheen andere rivieren en kanalen in Vlaanderen een populatie van de rivierrombout voorkomt.



Figuur 16: Vindplaatsen van rivierrombout (2001-2014) (bron: databank Libellenvereniging Vlaanderen en gemeenschappelijke databank Natuarpunt Studie en Libellenvereniging Vlaanderen; De Knijf *et al.* 2014).

9.3.1.2 Leefgebied

De rivierrombout werd tot voor kort beschouwd als een typische bewoner van de beneden- en middenloop van bij voorkeur brede rivieren, die gekenmerkt worden door de aanwezigheid van zand- en in mindere mate grindstranden (Kalkman *et al.* 2003; Suhling & Müller 1996). Deze zijn nodig voor het uitsluipen van de larven die ingegraven leven in de zandbodem. De larven hebben een voorkeur voor zandige substraten met fijne korrelgroottes (0.07-4.76 mm diameter) bij stroomsnelheden van 0.15-0.40 m/s en hebben minder een voorkeur voor de aanwezigheid van dood organisch materiaal op het substraat dan andere romboutssoorten (Galetti & Ravizza 1977; Suhling & Müller 1996; Sternberg & Buchwald 2000). Rivieren en grote beken waar larven van deze soort voorkomen worden gekenmerkt door de aanwezigheid van traag stromende tot bijna stilstaande delen, die te vinden zijn nabij zandbanken en in zijgeulen, in bochten en bij omgevallen bomen. De rivierrombout komt ook voor langs kleine rivieren of grotere beken zoals bv. de Roer in Nederlands Limburg (Geraeds 2003).

Recent werd de rivierrombout dus ook gevonden op kanalen en dit zowel in België (De Knijf & Adriaens 2014; De Knijf *et al.* 2014), Duitsland (Postler *et al.* 2005; K.-J. Conze, K. Burbach, pers. med.), Italië (Riservato 2009) als Frankrijk (J.-B. Boudot, P. Lambret, pers. med.). Deze kanalen hebben een goede stroomsnelheid, bezitten een

aanvaardbare waterkwaliteit en de bodem bestaat minstens gedeeltelijk uit een zandige fractie (Müller 1995). Meestal zijn ze ook vrij breed.

Op plaatsen met stortstenen oevers geeft de aanwezigheid van exotische (Ponto-Kaspische) grondels potentieel een bijkomende predatiedruk op larven van de rivierrombout, op het moment dat deze zich hierin ophouden of bij het uitsluipen. Deze exotische vissoorten verkiezen net die stortstenen als schuil-, foerageer- en paaigebied (van Kessel *et al.* 2013) en zijn belangrijke predatoren van macrofauna (Spikmans *et al.* 2010). In het Albertkanaal is vooral zwartbekgrondel relevant maar in de toekomst komen daar wellicht nog andere grondelsoorten bij (Verreycken *et al.* 2013). De zwartbekgrondel is erg invasief en ondertussen verspreid aanwezig in kanalen en rivieren in Vlaanderen.

In de literatuur worden larvale ontwikkelingstijden van 2-4 jaar vermeld. Het uitsluipen van de larven gebeurt in de buurt van de larvenbiotoop (Müller 1995; Horvath *et al.* 2012). De larvaalbiotoop van de rivierrombout in Vlaanderen is onvoldoende gedocumenteerd. De uitsluiptiotoop langs het Albertkanaal bestaat uit schuine en verticale betonplaten (De Knijf *et al.* 2014). Deze betonplannen zijn vrij ruw en verweerd, wat de larven voldoende grip geeft tijdens het uitsluipen en voorkomt dat ze weggespoeld worden door de golfslag van boten. Bovenaan en op de naden van de betonnen oeverbeschouwing kan er ook een kruidachtige vegetatie aanwezig zijn. Ook werden huidjes gevonden op houten perkoenpalen.

9.3.1.3 Methodiek

Populatiegrootte: het bepalen van de populatiegrootte voor libellen gebeurt door het tellen van imago's op een vaste telroute langs het water of het gericht op zoek gaan naar exuvia of larvenhuidjes aan de waterpartij (Moore 2003; Raebel *et al.* 2010). Het hoogst aantal waargenomen imago's of larvenhuidjes wordt dan beschouwd als een relatieve maat voor de populatiegrootte (Foster & Soluk 2004). Dat aantal is een onderschatting van het effectieve aantal aanwezige dieren, om verschillende redenen. Nooit zijn alle imago's op een bepaald tijdstip aanwezig aan dezelfde waterpartij. Nog niet seksueel actieve dieren zijn niet aan het water te vinden maar houden zich schuil in beschut gelegen en zonnig geëxposeerde vegetatie. Door concurrentie om hetzelfde optimaal territorium, 'zitten' er steeds een paar dieren op de uitkijk om een vrijgekomen territorium in te nemen.

Gezien de (zeer) lage detectiekans om imago's waar te nemen bij rombouten (Gomphiden), is het verzamelen van larvenhuidjes de enige geschikte methode om de populatiegrootte van de rivierrombout op te volgen en sluitend bewijs te hebben dat de soort zich daadwerkelijk voortgeplant heeft. De methode geeft bovendien ook informatie over de geslachtsverhouding en is relatief weinig weersgevoelig (Raebel *et al.* 2010). Op geschikte uitsluiplocaties kunnen larvenhuidjes relatief gemakkelijk verzameld worden. De methodiek (zie De Knijf 2014) is eenvoudig maar het inventariseren van larvenhuidjes is vrij arbeidsintensief. Elke sectie of transect bestaat uit een lengte van 500 m oever dat minstens eenmaal per week gedurende de ganse uitsluiperperiode geteld wordt. Hierbij wordt de oever slechts langs één zijde bemonsterd, afhankelijk van welke kant het gemakkelijkst toegankelijk is. Het transect wordt langzaam afgelopen, waarbij elk gevonden huidje dient verzameld te worden en de locatie ervan nauwkeurig genoteerd. Het geslacht van de huidjes wordt genoteerd (zie Brochard *et al.* 2012). Langs rivieren is een transectlengte van 500 m niet steeds mogelijk wegens de ontoegankelijkheid van bepaalde delen van de waterloop. Hier kan men zich beperken tot de zand- en grindstranden langs de waterloop. De zone waarin naar larvenhuidjes gezocht wordt, strekt zich uit vanaf de aanspoellijn tot maximaal vijf meter hoger op de oever. Als er geen strand is dat direct aan de aanspoellijn grenst, wordt niet in de ruigtezone naar larvenhuidjes gezocht. Losstaande vegetatie binnen de beschreven zone wordt wel op larvenhuidjes gecontroleerd. De huidjes moeten verzameld worden om dubbeltellingen te vermijden.

Metapopulatiegrootte: populaties van de rivierrombout zijn momenteel beperkt tot bijna de volledige lengte van het Albertkanaal en een deel van de Grensmaas, twee grote waterlopen. De soort profiteert van dynamische processen en daarom bevinden populaties zich niet ieder jaar exact op dezelfde plaatsen, maar verplaatsen zich naargelang het voorkomen/ontstaan van geschikte plekken. De rivierrombout is bijgevolg een heel mobiele soort wat ook de snelle herkolonisatie van West-Europa tijdens de laatste twee decennia lijkt te verklaren (De Knijf *et al.* 2014). Wellicht moet de populatie op het Albertkanaal en de Grensmaas als één metapopulatie beschouwd worden. Hieronder verstaan we een netwerk van leefgebieden die niet altijd tegelijk bezet zijn door de soort maar waar een kolonisatie- en extinctiedynamiek optreedt in functie van oppervlakte, kwaliteit en isolatie van het leefgebied. Mogelijk is er ook uitwisseling met de populaties in Nederland (Roer, Maas...) en misschien zelfs met de populaties op de Rijn in Duitsland. Met een generatieduur (= identiek aan levensduur voor deze soort) van 3 jaar (duur van de

larvale ontwikkeling; Horváth 2012) is de overeenkomstige minimale effectieve metapopulatiegrootte $N_{e95}=325$, wat overeenstemt met een censuspopulatie $N_c=3250$ adulte individuen. Aangezien de soort een specifieke voorkeur heeft voor dynamische riviersystemen en vanwege de metapopulatie dynamiek is het aangewezen om de populatiegrootte zowel te bepalen op niveau van een traject van de waterloop (500 m) als over de volledige lengte van de waterloop. Zowel voor het Albertkanaal als de Grensmaas beschouwen we de populatiegrootte als gunstig indien die elk uit minstens 2000 dieren bestaat. Dit komt overeen met de referentiewaarde voor de rivierrombout in Nederland voor een grote waterloop (Termaat 2014). Deze soort wordt dus beoordeeld op bovenlokale schaal (**categorie 2**, zie Tabel 2).

Populatiestructuur/voortplanting: volwassen individuen zijn zelden aanwezig bij het water waardoor ze weinig worden waargenomen en moeilijk te inventariseren zijn. De beste methode voor het inventariseren en monitoren van de rivierrombout is dan ook op zoek te gaan naar de larvenhuidjes die na het uitsluipen achterblijven. Deze zijn meestal aanwezig op zandstrandjes of op de schuine en verticale oeverstructuren (o.a. betonplaten) van kanalen tot maximaal een paar meter (doorgaans tot max. 3 meter) boven de waterlijn (Horváth 2012).

Monitoringtijdstip en -frequentie: de periode van juni tot en met half augustus is de meest geschikte periode voor het opsporen van larvenhuidjes. In Vlaanderen werden de larvenhuidjes gevonden vanaf begin juli tot midden augustus (De Knijf 2014; De Knijf *et al.* 2014). Imago's werden waargenomen van half juni tot begin oktober. De begindatum en periode van het uitsluipen van de larven kunnen jaarlijks grote schommelingen vertonen; zo kan de uitsluiperperiode het ene jaar reeds voorbij zijn tegen half juli terwijl ze in het hierop volgende jaar dan pas goed aanbreekt (Müller 1995). Grosso modo begint het uitsluipen niet voor eind mei en is dit voorbij tegen eind augustus. Uit onderzoek in Hongarije blijkt de uitsluiperperiode 72 dagen te duren (Farkas *et al.* 2012), wat vrij lang is voor een soort van stromend water. Na aanhoudende dagen van hevige regenbuien of veel wind kunnen de huidjes, vooral de oudere, weggespoeld, weggeblazen of vernietigd zijn. Om die reden is het wenselijk om huidjes minstens 1 keer per week te inventariseren.

9.3.1.4 Opmerking

- Herkenning: larvenhuidjes (exuviae) van de rivierrombout zijn onmiskenbaar en kunnen moeilijk verward worden met andere soorten. Ze zijn te herkennen door het vrij lange en smalle 9de achterlijfsegment, door het ontbreken van rugdoornen, door de aanwezigheid van zijdoornen vanaf het 6de achterlijfsegment en door het ontbreken van een spoor op de tibia (Brochard *et al.* 2012). Behalve dit Nederlandstalig standaardwerk kunnen volgende boeken gebruikt worden voor de determinatie van larvenhuidjes: Suhling & Müller (1996), Heidemann & Seidenbusch (2002), Cham (2007, 2009) en Doucet (2010).
- Taxonomen stellen dat de wetenschappelijk naam van de rivierrombout *Gomphus flavipes* moet zijn en niet *Stylurus flavipes*, zoals vermeld staat in de bijlagen van de Habitatrichtlijn.

9.3.1.5 Beoordeling rivierrombout

Referenties	Indicator	Gunstig	Ongunstig
Criterium: Toestand populatie			
Suhling <i>et al.</i> 2006	Aantal larvenhuidjes per 500 m oever (1 zijde) op jaarbasis	≥ 50	< 50
Experten-oordeel	Of Waarneming van adulten over 500 m oeverlengte op jaarbasis	Of Minstens 5 waarnemingen, waarvan minimaal 2 pas uitgeslopen exemplaren	Of Niet zo, dus eenmalige waarneming of zonder voortplantingsbewijs
Termaat 2014	Metapopulatiegrootte op niveau van de volledige waterloop ⁽¹⁾	≥ 2000 larvenhuidjes	< 2000 larvenhuidjes
Mergeay 2012	Metapopulatiegrootte op niveau van meerdere waterlopen	$N_e > 3250$ larvenhuidjes ($N_e > 325$)	$N_e < 3250$ larvenhuidjes ($N_e < 325$)

Referenties	Indicator	Gunstig	Ongunstig
Criterium: Kwaliteit leefgebied in rivieren			
Muller 1995; Suhling & Müller 1996a; Suhling <i>et al.</i> 2006	Biotoop	Vrij brede rivier of grote beek met zand- of grindbanken, gekenmerkt door vrij veel dynamiek	Geen zand- of grindbanken aanwezig en weinig dynamiek
Muller 1995; Suhling & Müller 1996a; Suhling <i>et al.</i> 2006; Wasscher 2006	Larvaal biotoop	Zandige bodem of bodem met zandfractie regelmatig aanwezig, vooral langs de rand	Geen zandige bodem of bodem met zandfractie aanwezig
Muller 1995; Suhling & Müller 1996a; Suhling <i>et al.</i> 2006; Wasscher 2006	Oever (uitsluipsubstraat)	Zandige oeverstroken, al dan niet met grind, regelmatig over grote lengte aanwezig	Geen of weinig zandige oeverstroken, al dan niet met grind
Literatuur ⁽²⁾	Ecologische toestand (volgens de KRW)	Goede ecologische toestand	Matig of slechte ecologische toestand
Suhling & Müller 1996a; Suhling <i>et al.</i> 2006	Slibafzetting	Geen tot gering	Aanwezig
Literatuur ⁽²⁾	Stroomsnelheid	Vrij goede stroomsnelheid	Vrij traag stromend of stilstaand
Suhling <i>et al.</i> 2006	Golfslag door scheepvaart (incl. pleziervaart); intensiteit/frequentie)	Bij voorkeur geen scheepvaart, indien wel dan met lage intensiteit en met beperkte frequentie	Veel golfslag door scheepvaart, en dit met een hoge intensiteit
Spikmans <i>et al.</i> 2010; van Kessel <i>et al.</i> 2013	Exotische predatoren	Geen exoten aanwezig of in zeer lage dichtheden	Exoten talrijk aanwezig en zeer sterke predatiedruk uitoefenend op benthische invertebraten (bv. zwartbekgrondel, exotische rivierkreeften), of ingrijpende fysische veranderingen in het leefmilieu van de larven veroorzakend
De Knijf <i>et al.</i> 2014	Omgevend landbiotoop	Structuurrijke graslanden, ruderaal vegetatie en ruigten die beschut gelegen zijn en zo snel kunnen opwarmen. Hierbij aansluitend bevinden zich struwelen, bomenrijen en houtkanten.	Geschikt landbiotoop niet zo
Criterium: Kwaliteit leefgebied in kanalen			
Mauersberger <i>et al.</i> 2006, De Knijf <i>et al.</i> 2014	Larvaal biotoop	Zandige bodem of bodem met zandfractie regelmatig over grote lengte aanwezig, vooral langs de rand	Geen zandige bodem, of bodem met zandfractie slechts beperkt aanwezig over grote lengte
De Knijf <i>et al.</i> 2014	Oever (uitsluipsubstraat)	Ruwe verticale of schuine betonplaten; ruwe houten palen of versteviging	Breukstenen, egaal gladde beton, metalen platen
Literatuur ⁽²⁾	Ecologische toestand (volgens de KRW)	Goede ecologische toestand	Matig of slechte ecologische toestand
Literatuur ⁽²⁾	Stroomsnelheid	Vrij goede stroomsnelheid	Vrij traag stromend of stilstaand

Referenties	Indicator	Gunstig	Ongunstig
Criterium: Kwaliteit leefgebied in kanalen (vervolg)			
Literatuur ⁽²⁾	Snelheid pleziervaart	Beperkt, minder dan 10 km/uur	Meer dan 10 km/uur
Spikmans <i>et al.</i> 2010, van Kessel <i>et al.</i> 2013	Exoten	Geen exoten aanwezig of in zeer lage dichtheden	Exoten overal aanwezig en zeer sterke predatiedruk uitoefenend op benthische invertebraten (vb. zwartbekgrondel, exotische rivierkreeften), of ingrijpende fysische veranderingen in het leefmilieu van de larven veroorzakend
De Knijf <i>et al.</i> 2014	Omgevend landbiotoop	Structuurrijke graslanden, ruderaal vegetatie en ruigten die beschut gelegen zijn en zo snel kunnen opwarmen. Hierbij aansluitend bevinden zich struwelen, bomenrijen en houtkanten	Anders

¹ Beoordeling op niveau van de volledige waterloop kan enkel op basis van larvenhuidjes en niet op basis van imago's.

² Literatuur i.v.m. leefgebied in rivieren en kanalen indien niet gespecificeerd: Bouwman & Kalkman 2006; De Knijf *et al.* 2006, 2014; Groenendijk 2004; Müller 1995; Nederlandse Vereniging voor Libellenstudie 2002; Suhling *et al.* 2006; Suhling & Müller 1996a; Wasscher 2006.

9.3.1.6 Literatuur

Bouwman J.H. & Kalkman V.J. (2006). Verspreiding van de libellen van de Habitatrictlijn in Nederland. *Brachytron* 9 (1/2): 3-13.

Brochard C., Groenendijk D., van der Ploeg E. & Termaat T. (2012) *Fotogids Larvenhuidjes van Libellen*. KNNV Uitgeverij, Zeist

Calle P., De Knijf G., Kurstjens G. & Peters B. (2007). De libellenfauna van de Grensmaas. Actuele en historische libellenfauna van de Grensmaas. *Natuurhistorisch Maandblad* 96 (10): 269-277.

Cham S. (2007). *Field Guide to the larvae and exuviae of British Dragonflies. 1: Dragonflies (Anisoptera)*. British Dragonfly Society, Peterborough.

Cham S. (2009). *Field Guide to the larvae and exuviae of British Dragonflies. 2: Damselflies (Zygoptera)*. British Dragonfly Society, Peterborough.

Corbet P.S. (1999). *Dragonflies: Behaviour and ecology of Odonata*. Harley Books, Great Horkesley.

De Knijf G. (2006). De Rode Lijst van de libellen in Vlaanderen. In: de Knijf G., Anselin A., Goffart P., & Taily, M. (eds.) *De libellen (Odonata) van België: verspreiding - evolutie - habitats*. Libellenwerkgroep Gomphus i.s.m. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. 241-257.

De Knijf G., Anselin A., Goffart P. & Taily M. (2006). *De libellen (Odonata) van België: verspreiding - evolutie - habitats*. Libellenwerkgroep Gomphus i.s.m. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

De Knijf G. (2014). *Blauwdruk Libellen*. In: de Knijf G., Westra T., Onkelinx T., Quataert P. & M. Pollet (red.). *Monitoring Natura 2000-soorten en overige soorten prioritair voor het Vlaams beleid*. Blauwdrukken soortenmonitoring in Vlaanderen. Rapport Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO), INBO.R.2014.2319355. Brussel, pp. 59-78.

De Knijf G., Adriaens T., Vermeylen R. & Van der Schoot P. (2014). Ontdekking van een populatie Rivierrombout (*Gomphus flavipes*) op het Albertkanaal (België), een van de drukst bevaren kanalen van Europa, en een overzicht van de status in West- en Midden-Europa. *Brachytron* 16: 3-17.

De Knijf G. & Adriaens T. (2014). Discovery of a population of *Gomphus flavipes* on the Albert Canal (Belgium): suboptimal habitat or underestimated ecological amplitude? ECOO 2014. 3rd European Congress on Odonatology, Montpellier, France. Abstract book: 29.

Doucet G. (2010). Clé de détermination des Exuvies des Odonates de France. Société française d'odonatologie, Paris.

Farkas A., Jakab T., Toth A., Kalmar A. F. & Devai G. (2012). Emergence patterns of riverine dragonflies (*Odonata: Gomphidae*) in Hungary: variations between habitats and years. *Aquatic Insects* 34: 77-89.

Foster S.E. & Soluk D.A. (2004). Evaluating exuvia collection as a management tool for the federally endangered Hine's emerald dragonfly, *Somatochlora hineana* Williamson (Odonata: Cordulidae). *Biological Conservation* 118(1): 15-20.

Galletti P. & Ravizza C. (1977). Note sull'entomofauna acquatica del corso medioinferiore del Po: Odonata. *Rc.Accad.Sci.Lett.(Milan) (B)* (111): 89-100.

Geraeds R.P.G. (2003). Perspectieven van de Roer voor stroomminnende libellen. *Natuurhistorisch Maandblad* 92 (9): 223-227.

Groenendijk D. (2004). Mogelijkheden voor de monitoring van de Rivierrombout. Rapport VS2004.038 De Vlinderstichting, Wageningen.

Gubbels R. (2001). Eerste waarneming van *Gomphus flavipes* (Charpentier, 1825) in België: een grensgeval. *Gomphus* 17 (1): 3-8.

Heidemann H. & Seidenbusch R. (2002). Die Libellenlarven Deutschlands. In: *Die Tierwelt Deutschlands*, 72. Teil. Goecke & Evers, Keltern.

Horváth G. (2012). Assessment of riverine dragonflies (Odonata: Gomphidae) and the emergence behaviour of their larvae based on exuviae data on the reach of the river Tisza in Szeged. *Tiscia* 39: 9-15.

Kalkman V.J., Kop A. & Zeegers T. (2003). De relatie tussen de hydro-morfologie en het voorkomen van de Rivierrombout. *European Invertebrate Survey*, Leiden.

Mergeay J. (2012). Afwegingskader voor de versterking van populaties van Europees beschermde soorten. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. (INBO.A.2012.141), Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Moore N.W. (2003). Four long term studies on dragonfly populations. *Journal of the British Dragonfly Society* 19(1-2): 2-7.

Müller O. (1995). *Ökologische Untersuchungen an Gomphiden (Odonata: Gomphidae) unter besonderer Berücksichtigung ihrer Larvenstadien*. PhD. Cuvillier Verlag, Göttingen.

Nederlandse Vereniging voor Libellenstudie (2002). *De Nederlandse libellen (Odonata)*. Nederlandse Fauna 4 Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, KNNV.

Postler E., Postler W. & Kilimann N. (2005). Entwicklungsnachweise von *Gomphus flavipes* im Datteln-Hamm-Kanal und in Rhein-Herne-Kanal (Odonata: Gomphidae). *Libellula* 24: 83-86.

Raebel E. M., Merckx T., Riordan P., Macdonald D.W. & Thompson D.J. (2010). The dragonfly delusion: why is it essential to sample exuviae to avoid biased surveys. *Journal of Insect Conservation*, 14: 523-533.

Riservato E. (2009). *Atlante delle Libellule della Provincia di Novara*. Provincia di Novara, Novara.

Spikmans F., van Kessel N., Dorenbosch M., Kranenbarg J., Bosveld J. & Leuven R.S.E.W. (2010). *Plaag Risico Analyse van tien exotische vissoorten in Nederland*. Nederlands Centrum voor Natuuronderzoek: Stichting RAVON, Radboud Universiteit Nijmegen, Stichting Bargerveen & Natuurbalans - Limes Divergens, Nijmegen.

Sternberg K. & Buchwald R. (2000). Die Libellen Baden-Württembergs. Band 2: Grosslibellen (Anisoptera). Ulmer, Stuttgart.

Suhling F. & Müller O. (1996). Die Flussjungfern Europas. Westarp Wissenschaften/Die Neue Brehm-Bücherei (Bd. 628), Magdeburg.

Suhling F., Burbach K., Ellwanger G., Mauersberger R., Ott J. & Schiel F.-J. (2006). Kriterien zur Bewertung des Erhaltungszustandes der Populationen der Asiatischen Keiljungfer *Gomphus flavipes* (Charpentier, 1825). In: Schnitter P., Eichen C., Ellwanger G., Neukirchen M. & Schröder E. Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland. p. 129-130. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Halle). Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt in Zusammenarbeit mit dem Bundesamt für Naturschutz, Halle (Saale).

Termaat T. (2014). Rivierrombout. In: Ottburg, F.G.W.A. en C.A.M. van Swaay (eds.). Habitatrichtlijnsoorten in Nederland. Referentiewaarden voor populatiegrootte en range voor soorten van Bijlage II, IV en V. Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu. 233-234.

van Kessel N, Kranenbarg J, Dorenbosch M, et al. (2013). Mitigatie van effecten van uitheemse grondels: kansen voor natuurvriendelijke oevers en uitgekende kunstwerken. Natuurbalans - Limes Divergens, RAVON, Radboud Universiteit Nijmegen - Instituut voor Water en Wetland Research, Wageningen Universiteit - Leerstoelgroep Aquacultuur en Visserij., In opdracht van: Bureau Risicobeoordeling & Onderzoeksprogrammering, Team Invasieve Exoten, Nederlandse Voedsel en Warenautoriteit, Waterschap Roer en Overmaas en Waterschap Zuiderzeeland

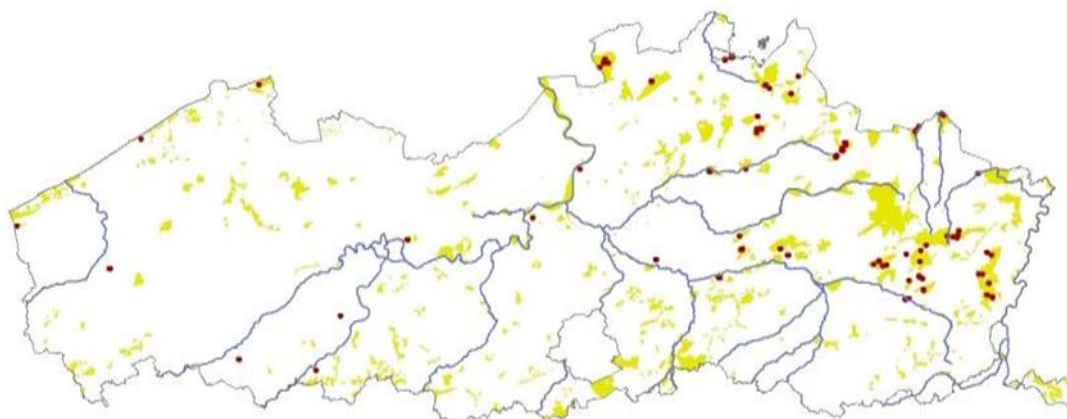
Verreycken H. (2013). Risk analysis of the round goby *Neogobius melanostomus*, risk analysis report of non-native organisms in Belgium. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2013 (INBO.R.2013.42). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Wasscher M. (2006). Larvenhuidjes van de Rivierrombout *Gomphus flavipes* langs de Waal bij Hurwenen. NVL-Nieuwsbrief 10 (2): 12-15.

9.3.2 Gevlekte witsnuitlibel (*Leucorrhinia pectoralis*)

9.3.2.1 Verspreiding

Populaties van de gevlekte witsnuitlibel kwamen in de 19de én 20ste eeuw op verschillende plaatsen over gans Vlaanderen voor (De Knijf *et al.* 2006). Bamps & Claes (1893) beschouwden ze in de 19de eeuw als de meest talrijke witsnuitlibel in Limburg. De soort was tot eind jaren tachtig van de vorige eeuw minstens plaatselijk talrijk te noemen (waarnemingen tot 100 dieren op 1 dag) (De Knijf & Anselin 1996). Uit de periode 1990-1999 zijn er geen waarnemingen bekend, waardoor de soort als uitgestorven in Vlaanderen werd beschouwd (De Knijf & Anselin 1996). Sinds 2000 zijn er terug waarnemingen op verschillende locaties in Vlaanderen én soms zelfs van meerdere exemplaren (De Knijf 2001). Ook de daarop volgende jaren bleef het aantal waarnemingen van de gevlekte witsnuitlibel toenemen wat resulteerde in verschillende populaties (De Knijf *et al.* 2006; De Knijf 2008). Op de toename van de laatste jaren in de provincie Limburg wordt uitvoerig ingegaan door Beckers *et al.* (2014). In 2012 werd er een grote toename van het aantal dieren vastgesteld en dook de soort op in verschillende nieuwe gebieden. Dit fenomeen werd ook waargenomen in naburige regio's zoals Wallonië (Goffart *et al.* 2012), Noord-Frankrijk (Itrac-Bruneau & Vanappelghem 2012; Courte 2013), het westen van Duitsland (Ott 2012; Schiel & Hunger 2012; pers. med. K.-J. Conze) en het zuiden van Nederland (T. Termaat, pers. med.). Deze influx van de gevlekte witsnuitlibel op het eind van mei 2012 was wellicht te wijten aan aanhoudend warm en droog weer rond de Baltische Zee, waardoor grote aantallen dieren die er voorkomen met de noordoostenwind naar het westen van Europa werden gedreven (Goffart *et al.* 2012; Itrac-Bruneau & Vanappelghem 2012; Ott 2012; Schiel & Hunger 2012). Dit fenomeen, samen met de zich sinds 2000 herstellende populaties in Vlaanderen, resulteert in het huidige voorkomen van een 25-tal populaties in Vlaanderen. Daar bovenop is het mogelijk dat op een twintigtal andere locaties ook een populatie aanwezig is. Nader onderzoek de komende jaren zal dit pas duidelijk maken. Alles samen resulteert dit in het zeker voorkomen van populaties in de provincies Antwerpen en Limburg en aangrenzend Vlaams-Brabant, en het twijfelachtig voorkomen van populaties in het volledige Vlaamse grondgebied.



Figuur 17: Vindplaatsen van gevlekte witsnuitlibel (2000-2014) (bron: databank Libellenvereniging Vlaanderen en gemeenschappelijke databank Natuarpunt Studie en Libellenvereniging Vlaanderen).

9.3.2.2 Leefgebied

Het leefgebied bestaat zowel uit matig voedselrijke (mesotrofe) tot voedselrijke vennen, veenputjes, plassen en laagveenmoerassen. Op de zandgronden komt de gevlekte witsnuitlibel vooral voor aan zwak gebufferde vennen (matig zuur)(Nederlandse Vereniging voor Libellenstudie 2002; De Knijf *et al.* 2006). De meeste van deze wateren zijn vrij klein, soms zelfs maar een tiental vierkante meter. In grotere wateren kan de soort voorkomen indien de oever vrij ondiep is en een eigen microbiotoop vormt. Het water is vrij helder, ondiep (bij voorkeur 1, maximaal 2-3 meter) en vrij beschut gelegen. De oevers worden gekenmerkt door een zachte hellingsgraad. In de onmiddellijke omgeving, vaak tot op een tiental meter van de oever komt veel struikgewas en bos voor (Wildermuth 1992; Sternberg & Buchwald 2000; Wildermuth *et al.* 2005; Grand 2010; Packet *et al.* 2014). Broyer *et al.* (2009) vermelden dat aansluitend op een kruidige oeverzone, die zowel kan bestaan uit russen, zeggen, lisdodde of andere

ruigtekruiden en die 5-15 meter breed kan zijn, er bos en struweel aanwezig is over 30-80% van de omtrek. Wildermuth (1992) stelt dat in Zwitserland optimaal water voor de larven een geleidbaarheid van 100-300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ heeft, circumneutraal (pH 6.5-7.3) is, en een lage waterhardheid kent (5-10 $^{\circ}\text{dH}$). Andere studies geven een pH waarde van 4.5-6.5 (voor een overzicht zie Delpon 2013). Al deze wateren worden gekenmerkt door drijvende en ondergedoken waterplanten en plaatselijk een ijle emergente vegetatie (bv. riet, holpijp, gewone waterbies,...) (De Knijf 2001; Nederlandse Vereniging voor Libellenstudie 2002; De Knijf *et al.* 2006; Groenendijk & van swaay 2005; Grand 2010; Delpon 2013; Beckers *et al.* 2014). Ondergedoken vegetatie is daarbij belangrijk voor de afzet van eieren, als voedsel(substraat), leefgebied voor prooien en bescherming tegen predatoren (Packet *et al.* 2014). Daarnaast bevorderen en bufferen waterplanten de waterkwaliteit (bijvoorbeeld op het vlak van zuurstof, helderheid ...). De oevervegetatie is steeds goed ontwikkeld en bestaat uit onder meer riet (*Phragmites australis*), lisdodde (*Typha*), biezen, zeggen (*Carex*), en dit gaat over in struiken en bomen. Recent gecreëerde plassen of geschoonde vennen met weinig vegetatie alsook plassen of vennen die gekenmerkt worden door een te dichte vegetatie worden gemeden (Wildermuth 1992; Grand 2010). Hierbij moet steeds voldoende water overblijven, waarbij Schiel & Buchwald (1998) dit als optimaal beoordelen indien er 40% open water aanwezig is.

De gevlekte witsnuitlibel verkiest visloze wateren (Wildermuth *et al.* 2005) maar kan in lage dichtheden weliswaar ook voorkomen in plassen waar vis voorkomt (Mauersberger 2010). Vaak betreft dit dan slechts een zeer beperkt aantal soorten vis (vaak zeelt, blankvoorn of kroeskarper), echter geen roofvis, en steeds in lage dichtheden. Indien de aanwezige visfauna vrij divers is, met inbegrip van roofvis én het visbestand vrij hoog is, dan liggen de aantallen van de gevlekte witsnuitlibel hier zeer laag. Plassen waarbij de visfauna gedomineerd wordt door baars, zijn niet geschikt als voortplantingsbiotoop voor de gevlekte witsnuitlibel (Mauersberger 2010). Hierbij geldt steeds dat er contact mogelijk is tussen de larven en de vissen. Het samen voorkomen met vis, zelfs met roofvis is mogelijk indien er de facto vissen en larven ruimtelijk van elkaar gescheiden zijn (Boyer *et al.* 2009). Dit kan bv. door een dichte ondergedoken vegetatie waarin vis zich met moeite kan bewegen of wanneer de larvaalbiotoop van de gevlekte witsnuitlibel gescheiden is van het vissenleefgebied, bv. door een emergente of submerse vegetatie (Grand 2010; Mauersberger 2010). Dit optimaal biotoop vinden we vooral terug in de laagveengebieden. Ook exotische vissen, vooral zonnebaars wordt veelvuldig aangetroffen in hetzelfde leefgebied van de gevlekte witsnuitlibel. Hierbij is het bekend dat exoten zoals bv. zonnebaars een heel grondige impact (-80%) kan hebben op de aanwezige macro-invertebraten (van Kleef *et al.* 2008).

Gezien de gevlekte witsnuitlibel gebonden is aan plassen/vennen die slechts gedurende een bepaalde tijd in het optimale stadium verkeren om als voortplantingsbiotoop te worden gebruikt, is het wenselijk dat de wateren onderling een ruimtelijke samenhang vertonen en in elkaars nabijheid liggen (Grand 2010). Deze ruimtelijke samenhang wordt naast de aanwezigheid van meerdere waterpartijen gekenmerkt door een vrij hoog aandeel bos en struweel (Wildermuth *et al.* 2005; Grand 2010; Delpon 2013). Hier verblijven de pas uitgeslopen dieren de eerste twee weken en dit leefgebied wordt ook later nog frequent gebruikt door de seksueel actieve dieren (paring, overnachting,...)(Wildermuth 1992). Een verscheidenheid aan watertypen en de nabijheid van andere waterpartijen leiden tot een meer diverse watergebonden fauna (Packet *et al.* 2014). Door de afwisseling in vorm, diepte, bodem, waterhuishouding en successie zijn veel (verschillende) niches in elkaars nabijheid aanwezig. Daardoor kan de gevlekte witsnuitlibel, maar ook andere soorten zich gemakkelijker verspreiden en op elk moment de meest optimale omstandigheden vinden, ook indien een plaats tijdelijk ongeschikt wordt. Op die manier blijven populaties voldoende groot en robuust.

9.3.2.3 Methodiek

Populatiegrootte: Een veel gebruikte methode voor libellen is het tellen van imago's op een vaste telroute (transect) langs het water of in een bepaalde zone (De Knijf 2014), of het gericht op zoek gaan naar exuviae of larvenhuidjes aan de waterpartij (Moore 2003; Raebel *et al.* 2010). Het hoogst aantal waargenomen imago's of larvenhuidjes wordt dan beschouwd als een relatieve maat voor de populatiegrootte (Foster & Soluk 2004). Dat aantal is echter steeds een onderschatting van het effectief aantal aanwezige dieren, om verschillende redenen. Nooit zijn alle imago's op een bepaald tijdstip aanwezig aan dezelfde waterpartij. Nog niet seksueel actieve dieren zijn niet aan het water te vinden maar houden zich schuil in beschut gelegen en zonnig geëxposeerde vegetatie, vaak struiken en bomen. Door concurrentie om het zelfde optimaal territorium 'zitten' er steeds een paar dieren op de uitkijk om een vrijgekomen territorium in te nemen. De beste manier om de populatiegrootte in te schatten is het tellen van larvenhuidjes in de oevervegetatie en dit over een vaste afstand. Het zoeken naar larvenhuidjes is echter een tijdrovende bezigheid en is ook niet steeds mogelijk wegens het (bijna) ontoegankelijk zijn van bepaalde delen van

de waterpartij. Daarom kan er ook overgegaan worden tot het tellen van adulten aan de oevervegetatie. Voor een uitgebreide beschrijving voor het tellen van adulten verwijzen we naar De Knijf (2014).

Metapopulatiegrootte: In de onderstaande beoordelingstabel worden zowel indicatoren vermeld ter beoordeling van de grootte van een populatie als voor een deelpopulatiegrootte van de metapopulatie. Een metapopulatie van de gevlekte witsnuitlibel moet beschouwd worden als een netwerk van leefgebieden die daarom niet allemaal tegelijk bezet zijn, maar waar er een interactie is tussen kolonisatie en extinctie in functie van de grootte van een leefgebied en de verbondenheid met andere leefgebieden. Dit is vooral belangrijk omdat het leefgebied van de gevlekte witsnuitlibel vaak slechts tijdelijk optimaal geschikt is en ze steeds op zoek moet gaan naar nabijgelegen geschikt leefgebied voor het opbouwen van een duurzame populatie. We beschouwen dat populaties binnen een straal van 50 km functioneel met elkaar in verbinding (kunnen) staan. Hierdoor kunnen we nagenoeg alle Vlaamse populaties beschouwen als behorende tot één metapopulatie. Met een generatieduur van 2 jaar (larvale ontwikkelingsduur) is de overeenkomstige $N_{e95}=487$, wat overeenkomt met een census grootte van $N_c=4870$ individuen op niveau Vlaanderen. Populatiegrootte kan van jaar tot jaar sterk fluctueren (Wildermuth 1994). De evaluatie van de censuspopulatiegrootte op basis van het aantal larvenhuidjes gebruikt daarom best het harmonisch gemiddelde over minstens 3 jaar. Op niveau Vlaanderen dient de som van de deelpopulatiegroottes te voldoen aan $N_c=4870$ om aan het metapopulatiecriterium te voldoen. Termaat (2014) vermeldt een aantal van 1000 individuen per cluster van naburige deelpopulaties op de Nederlandse zandgronden, die vrij vergelijkbaar zijn met de Belgische Kempen. Als we hierbij streven naar een duurzame populatie op niveau Vlaanderen dan moeten we komen naar minstens 10 metapopulaties van elk 1000 dieren. Deze soort wordt dus beoordeeld op bovenlokale schaal (**categorie 2**, zie Tabel 2).

Ruimtelijke samenhang: gezien de vrij specifieke dynamiek van het leefgebied en het daarmee samen voorkomen van populaties van de gevlekte witsnuitlibel, is een netwerk van verschillende potentieel geschikte voortplantingslocaties in een specifieke ruimtelijke samenhang (bosrijk landschap) noodzakelijk voor het duurzaam voortbestaan van populaties van deze soort. Op die manier wordt de ruimtelijke samenhang en dynamiek van de soort mee in rekening gebracht bij het beoordelen van de lokale staat.

Populatiestructuur/voortplanting: de gevlekte witsnuitlibel heeft een larvale cyclus die in regel twee jaar duurt (Sternberg & Buchwald 2000), uitzonderlijk drie jaar (Wildermuth *et al.* 2005). De populatiegrootte van de gevlekte witsnuitlibel kan jaarlijks sterke schommelingen vertonen. Uit lange termijn onderzoek uit Zwitserland (Wildermuth 1993, 1994) blijken de jaarlijkse schommelingen over verschillende wateren heen te kunnen variëren met een factor 10, waarbij dit voor een individuele plas zelfs kan oplopen tot factor 100. Bewijs van voortplanting wordt geleverd door de aanwezigheid van exuvia of larvenhuidjes, vers uitgeslopen exemplaren, paringswielen of waarnemingen van ei-afzettende wijfjes. Herkenning: Larvenhuidjes (exuvia) van de gevlekte witsnuitlibel zijn te herkennen aan onder meer de aanwezigheid van dorsale stekels op de segmenten 3 t.e.m. 8. (Brochard *et al.* 2012). Behalve dit Nederlandstalig standaardwerk kunnen volgende boeken gebruikt worden voor de determinatie van larvenhuidjes (exuvia): Heidemann & Seidenbusch (2002), Cham (2007, 2009) en Doucet (2010).

Monitoringtijdstip en- frequentie: het uitsluipen van de gevlekte witsnuitlibel begint al eind april en loopt tot eind mei. Imago's worden waargenomen van begin mei tot half juli, uitzonderlijk tot in augustus. De gevlekte witsnuitlibel kan zowel opgevolgd worden door het tellen van de aanwezige volwassen dieren als door gericht op zoek te gaan naar larvenhuidjes. Volwassen dieren worden minstens twee keer per jaar geteld, bij voorkeur zelfs drie keer en dit tijdens de hoofdvliegperiode van de soort. Die valt voor de gevlekte witsnuitlibel tussen eind mei en eind juni. Er wordt alleen geteld bij goed libellenweer tussen 11.00 en 16.00 uur. Op warme dagen kan er geteld worden vanaf 10.30 tot 17.00 uur. Onder goed libellenweer wordt verstaan: zonnig weer (bewolgingsgraad minder dan 75%), een minimumtemperatuur van 17°C, windkracht niet hoger dan 4 Beaufort en geen neerslag. Meer informatie hoe deze soort het best kan opgevolgd worden, is te vinden in De Knijf (2014).

9.3.2.4 Beoordeling gevlekte witsnuitlibel

Referenties	Indicator	Gunstig	Ongunstig
Criterium: Toestand populatie			
Mauersberger <i>et al.</i> 2006	Totaal aantal larvenhuidjes per jaar en per waterbiotoop	≥ 50	< 50
Mauersberger 2010	Of Aantal larvenhuidjes per 10 m oeverstrook per jaar	Of ≥ 10	Of < 10
Mauersberger <i>et al.</i> 2006, Raab 2005	Totaal aantal volwassen exemplaren per 50 meter tijdens 1 bezoek	Voortplantingsbewijs ⁽¹⁾ én ≥ 5 adulten; of geen voortplantingsbewijs én ≥ 10 adulten	Niet zo of onregelmatige waarneming van adulten
Ottburg & van Swaay 2014; Termaat 2014	Cluster van naburige deelpopulaties (totaal aantal individuen)	≥ 1000 individuen	< 1000 individuen
Mergeay 2012	Metapopulatiegrootte	$N_e \geq 487$ Nc (som van harmonisch gemiddelde per gebied gemeten over 3 jaar) ≥ 4870	$N_e < 487$ Nc (som van harmonisch gemiddelde per gebied gemeten over 3 jaar) < 4870
Criterium: Kwaliteit leefgebied			
Literatuur ⁽²⁾	Bedekking ondergedoken en drijvende waterplanten	20-70%	Nagenoeg afwezig óf compleet dichtgegroeid (vaak dichte drijvende waterplanten)
Literatuur ⁽²⁾	Open waterzone	20-70%	$< 20\%$ of $> 70\%$
Literatuur ⁽²⁾	Emergente vegetatie	IJl en verspreid	Heel dicht
Literatuur ⁽²⁾	Successie	IJle verlandingsvegetatie van o.a. zeggen (<i>Carex</i>), russen (<i>Juncus</i>) gele lis of ijl riet	Zeer dichte verlandingsvegetatie, vooral door een gesloten rietvegetatie, bomen of struiken
Literatuur ⁽²⁾	Helderheid water	Vrij helder tot zeer helder (bodem zichtbaar)	Troebel
Mauersberger 2010	Visbestand	Afwezig of gering (slechts beperkt aantal soorten vis in lage dichtheden aanwezig, én geen roofvis)	Meerdere vissoorten aanwezig, met inbegrip van roofvis, of hoog visbestand aanwezig
van Kleef <i>et al.</i> 2008	Exoten (bv. zonnebaars)	Geen exoten aanwezig of in zeer lage dichtheden	Exoten talrijk aanwezig
Literatuur ⁽²⁾	Zuurtegraad	pH > 5.0	pH < 5.0

Referenties	Indicator	Gunstig	Ongunstig
Criterion: Kwaliteit leefgebied (vervolg)			
Wildermuth <i>et al.</i> 2005; Broyer <i>et al.</i> 2009; Grand 2010	Landbiotoop	aansluitend op de kruidige oeverzone komt op 5-15 meter van de waterlijn bos of struweel voor over 30-80% van de oeverlengte	weinig of geen struweel of bos (< 30%) op 5-15 meter van de waterlijn, aansluitend op de kruidige oeverzone, of > 80% bebost
Literatuur (?)	Omgevend landschap	Grotendeels natuurlijk (vooral structuurrijk bos in omgeving is essentieel) of extensief gebruik	Vooraf intensief gebruik (o.a. akkers en intensief graslanden)

¹ Voortplantingsbewijs wordt geleverd door de aanwezigheid van larvenhuidjes, vers uitgeslopen exemplaren, tandems of eiafleggende wijfjes.

² Literatuur i.v.m. leefgebied indien niet gespecificeerd: Wildermuth 1992, 1993, 1994; de Groot & Wasscher 1999; Sternberg & Buchwald 2000; De Knijf 2001, 2007, 2008; Nederlandse Vereniging voor Libellenstudie 2002; Groenendijk & van swaay 2005; Raab 2005; De Knijf *et al.* 2006; Mauersberger *et al.* 2006; Mauersberger 2010; Broyer *et al.* 2009; Grand 2010; Delpon 2013; Beckers *et al.* 2014.

9.3.2.5 Literatuur

Bamps C. & Claes E. (1893). Catalogue raisonné des Insectes Odonates de la Province de Limbourg (belge). Bull. Soc. Méloph, Hasselt 29: 71-88.

Beckers G., Janssen K. & Verschraegen T. (2014). Opmars van Gevlekte witsnuitlibel in Limburg. Verkenning van het habitatgebruik en suggesties voor beheer. Natuur.focus 13: 11-21.

Brochard C., Groenendijk D., van der Ploeg E. & Termaat T. (2012). Fotogids Larvenhuidjes van Libellen. KNNV Uitgeverij, Zeist.

Broyer J., Curtet L., Bouniol J. & Vieille J. (2009). Habitat of *Leucorrhinia pectoralis* (Odonata, Libellulidae), the Large White-Faced Darter, in fishponds of the Dombes (Ain). Bulletin Mensuel De La Société Linnéenne De Lyon 78: 77-84.

Cham S. (2007). Field Guide to the larvae and exuviae of British Dragonflies. 1: Dragonflies (Anisoptera). British Dragonfly Society, Peterborough.

Cham S. (2009). Field Guide to the larvae and exuviae of British Dragonflies. 2: Damselflies (Zygoptera). British Dragonfly Society, Peterborough.

Corbet P.S. (1999). Dragonflies: Behaviour and ecology of Odonata. Harley Books, Great Horkeley.

Courte C. (2013). Vague migratoire exceptionnelle de *Leucorrhinia pectoralis* (Charpentier, 1825) (Odonata, Libellulidae) en 2012 dans le Nord de la France. Point sur la Lorraine et mise à jour cartographique. Société Lorraine d'entomologie 14: 5-10.

de Groot T. & Wasscher M. (1999). Biotoopverschuiving van de Gevlekte witsnuitlibel (*Leucorrhinia pectoralis*) in Nederland? Brachytron 3: 18-25.

Doucet G. (2010) Clé de détermination des Exuvies des Odonates de France. Société française d'odonatologie, Paris.

Delpon G. (2013). Etude de l'écologie et gestion conservatoire de *Leucorrhinia pectoralis* sur le territoire du Parc Naturel Régional des Volcans d'Auvergne. Parc Naturel Régional des Volcans d'Auvergne.

De Knijf G. (2001). *Leucorrhinia pectoralis* (Charpentier, 1825) in 2000 in Vlaanderen: terug van weggeweest of toch nooit volledig verdwenen. Gomphus 17 (1): 9-22.

De Knijf G. (2007). Gevlekte witsnuitlibel (*Leucorrhinia pectoralis*). In: decler K. (red.) Europees beschermde natuur in Vlaanderen en het Belgisch deel van de Noordzee. Habitattypen / Dier- en plantensoorten. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.M.2007.01, Brussel. pp. 371.

De Knijf G. (2008). Status, habitat characteristics and prospects of *Leucorrhinia pectoralis*, an Annex II and IV species, in Flanders (N-Belgium). Poster and abstract., 6th European conference on ecological restoration, 8-12 September 2008, Gent.

De Knijf G. (2014). Blauwdruk libellen. In: de Knijf G., Westra T., Onkelinx T., Quataert P. & Pollet M. (red.) Monitoring Natura 2000-soorten en overige soorten prioritair voor het Vlaams beleid. Blauwdrukken soortenmonitoring in Vlaanderen. Rapport Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO), INBO.R.2014.2319355. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO), Brussel. 59-78.

De Knijf G. & Anselin A. (1996). Een gedocumenteerde Rode Lijst van de libellen van Vlaanderen. Mededeling van het Instituut voor Natuurbehoud 4 Instituut voor Natuurbehoud, Brussel.

De Knijf G., Anselin A., Goffart P. & Taily M. (eds.)(2006). De libellen (Odonata) van België: verspreiding - evolutie - habitats. Libellenwerkgroep Gomphus i.s.m Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Foster S.E. & Soluk D.A. (2004). Evaluating exuvia collection as a management tool for the federally endangered Hine's emerald dragonfly, *Somatochlora hineana Williamson* (Odonata: Cordulidae). Biological Conservation 118: 15-20.

Goffart P., Motte G. & Vandevyvere X. (2012). Un afflux exceptionnel de Leucorrhine à gros thorax (*Leucorrhinia pectoralis*) en Wallonie en 2012. Les Naturalistes belges 93: 85-94.

Grand D. (2010) *Leucorrhinia pectoralis* (Charpentier, 1825) dans la Dombes (Département de l'Ain): éléments de biologie (Odonata, Anisoptera: Libellulidae). Martinia. Bulletin des Odonatologues de France 26: 151-166.

Groenendijk D. & van swaay C.A.M. (2005). Profielen Vlinders en Libellen van de Habitatrichtlijn Bijlage II. Rapport VS2005.021 De Vlinderstichting, Wageningen.

Heidemann H. & Seidenbusch R. (2002). Die Libellenlarven Deutschlands. In: Die Tierwelt Deutschlands, 72. Teil. Goecke & Evers, Keltern.

Itrac-Bruneau R. & Vanappelghem C. (2012). Débarquement de leucorrhines dans les zones humides du nord de la France. A fleur d'eau, 10 juillet 2012, <http://kletter.kaliop.com/modeles/novaterra/polemare/NL10/debarquement_de_leucorrhileu.htm (downloaded on 1/10/2014).

Mauersberger R. (2010). *Leucorrhinia pectoralis* can coexist with fish (Odonata: Libellulidae). International Journal of Odonatology 13: 193-204.

Mauersberger R., Burbach K., Ellwanger G., Ott J., Schiel F.-J. & Suhling F. (2006). Kriterien zur Bewertung des Erhaltungszustandes der Populationen der Große Moosjungfer *Leucorrhinia pectoralis* (Charpentier, 1825). In: Schnitter P., Eichen C., Ellwanger G., Neukirchen M. & Schröder E. Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland. p. 135-137. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Halle) . Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt in Zusammenarbeit mit dem Bundesamt für Naturschutz, Halle (Saale).

Mergeay J. (2012). Afwegingskader voor de versterking van populaties van Europees beschermde soorten. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. (INBO.A.2012.141), Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Moore N.W. (2003). Four long term studies on dragonfly populations. Journal of the British Dragonfly Society 19(1-2): 2-7.

Nederlandse Vereniging voor Libellenstudie (2002). De Nederlandse libellen (Odonata). Nederlandse Fauna 4 Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, KNNV.

Ott J. (2012). Zum starken Auftreten der Grossen Moosjungfer - *Leucorrhinia pectoralis* (Charpentier, 1825) - im Jahr 2012 in Rheinland-Pfalz nebst Bemerkungen zu *Leucorrhinia rubicunda* (L.) (Insecta: Odonata). Fauna Flora Rheinland-Pfalz 12: 571-590.

- Ottburg F.G.W.A. & van Swaay C.A.M. (2014). Gunstige Habitatrichtlijnsoorten in Nederland; Gunstige Referentiewaarden voor populatieomvang en verspreidingsgebied van soorten van bijlage II, IV en V van de Habitatrichtlijn. Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOt-rapport 124.
- Packet J., De Knijf G. & Denys L. (2014). Ecoprofiel 13. Dieren van vegetatierijke plassen. In: Van Uytvanck, J. & Goethals, V. (eds.) Handboek voor beheerders. Europese natuurdoelstellingen op het terrein. Deel II. Soorten. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) and Lannoo Campus, Brussel. 204-217.
- Raab R. (2005). Libellen. In: Ellmauer, T. (Hrsg.), Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes der Natura 2000-Schutzgüter. Band 2: Arten des Anhangs II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. Im Auftrag der neun österreichischen Bundesländer, des Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und der Umweltbundesamt GmbH: 645-674.
- Raebel E.M., Merckx T., Riordan P., Macdonald D.W. & Thompson D.J. (2010). The dragonfly delusion: why is it essential to sample exuviae to avoid biased surveys. *Journal of Insect Conservation*, 14: 523-533.
- Schiel F.-J. & Buchwald R. (1998). Aktuelle Verbreitung, ökologische Ansprüche und Artenschutzprogramm von *Leucorrhinia pectoralis* (Charpentier, 1825) (Anisoptera: Libellulidae) im baden-württembergischen Alpenvorland. *Libellula* 17: 25-44.
- Schiel F.-J. & Hunger H. (2012). Vermehrtes Auftreten der Großen Moosjungfer (*Leucorrhinia pectoralis*) in der badischen Oberrheinebene 2012 (Odonata: Libellulidae). *Mercuriale*: 37-44.
- Sternberg K. & Buchwald R. (2000). Die Libellen Baden-Württembergs. Band 2: Grosslibellen (Anisoptera). Ulmer, Stuttgart.
- Termaat T. (2014). Gevlekte witsnuitlibel. In: Ottburg, F.G.W.A. en C.A.M. van Swaay (eds.). Habitatrichtlijnsoorten in Nederland. Referentiewaarden voor populatiegrootte en range voor soorten van Bijlage II, IV en V. Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu. 220-223.
- Trails L.W., Bradshaw C.J.A. & Brook B.W. (2007). Minimum viable population size: A meta-analysis of 30 years of published estimates. *Biological Conservation* 139: 159-166.
- van Kleef H., van der Velde G., Leuven R.S.E.W. & Esselink H. (2008). Pumpkinseed sunfish (*Lepomis gibbosus*) invasions facilitated by introductions and nature management strongly reduce macroinvertebrate abundance in isolated water bodies. *Biological Invasions* 10:1481-1490.
- Wildermuth H. (1992). Habitate und Habitatwahl der Grossen Moosjungfer (*Leucorrhinia pectoralis*) Charp. 1825 (Odonata, Libellulidae). *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 1: 3-21.
- Wildermuth H. (1993). Populationsbiologie von *Leucorrhinia pectoralis* (Charpentier) (Anisoptera: Libellulidae). *Libellula* 12: 269-275.
- Wildermuth H. (1994). Populationsdynamik der Großen Moosjungfer, *Leucorrhinia pectoralis* Charpentier, 1825 (Odonata, Libellulidae). *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 3: 25-39.
- Wildermuth H., Gonthier Y. & Maibach A. (eds.) (2005). Odonata - Les Libellules en Suisse. *Fauna Helvetica* 11. Centre suisse de cartographie de la faune / Schweizerische Entomologische Gesellschaft, Neuchâtel.

9.4 Geleedpotigen - Kevers

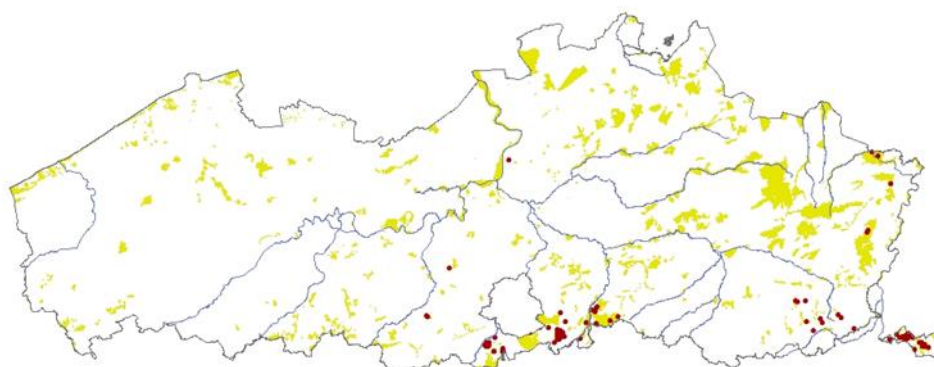
9.4.1 Vliegend hert (*Lucanus cervus*)

Arno Thomaes

9.4.1.1 Verspreiding

In Vlaanderen concentreert de verspreiding zich rond de grote, oude boscomplexen in Vlaams-Brabant en Voeren. Verder is er in Oost-Vlaanderen misschien nog één populatie aanwezig. In de provincie Antwerpen is de soort verdwenen: tijdens de voorbije 50 jaar werden in de regio rond Antwerpen geen waarnemingen meer gemeld en de laatste waarneming in Mol-Postel dateert uit 1877. Dit sluit aan bij het verdwijnen van de soort in Breda en langs de IJssel eind 1800 in Nederland (Huijbregts 2002). Ook in Limburg (buiten Voeren) is de soort de laatste 10 tot 20 jaar verdwenen in Haspengouw en het oostelijk deel van de Kempen. In de atlas van Leclercq *et al.* (1973) wordt ook het Heuvelland aangeduid en er is een Noord-Franse waarneming vlakbij het Heuvelland. Ook hier zijn geen recente waarnemingen bekend. De soort is ook sterk achteruit gegaan in Vlaams-Brabant waar de verspreiding is herleid tot drie kleine vindplaatsen ten westen van Brussel en een grote ten oosten van Brussel. Het voorkomen in Meerdaalwoud en enkele andere plaatsen moet nog verder onderzocht worden. Enkel de populatie in Voeren is niet geïsoleerd en sluit aan op de gekende populaties in Wallonië en Nederland. Naar: (Thomaes 2007b; Thomaes *et al.* 2007; Thomaes *et al.* 2008; Thomaes & Vandekerckhove 2008; Thomaes *et al.* 2010; Thomaes & Maes 2014).

De verzamelde gegevens zijn momenteel nog vrij beperkt maar op basis hiervan kon recent de achteruitgang gedurende de laatste decennia aangetoond worden en werd de Rode-Lijststatus vastgelegd als bedreigd (Thomaes & Maes 2014). Dit was echter voordat we wisten dat de soort verdwenen was in Haspengouw en oostelijk deel van de Kempen.



Figuur 18: Vindplaatsen van het vliegend hert (1990 - 2016) (bronnen: waarnemingen.be, Natuurpunt; Thomaes *et al.* 2007)

9.4.1.2 Leefgebied

Traditioneel wordt het vliegend hert beschreven als een soort van grote boscomplexen met veel dood hout. Uit recent onderzoek blijkt de soort voornamelijk voor te komen in houtkanten, beboste taluds, holle wegen, oude boomgaarden, parken, laanbomen en bosranden (cf. Smith 2003; Rink & Sinsch 2006; Smit & Krekels 2006; Thomaes *et al.* 2010).

Naast deze natuurlijke vindplaatsen zijn er in Vlaanderen ook vindplaatsen met meer artificiële broeds substraten. Op verschillende plaatsen werden populaties in tuinen gevonden waar niveauverschillen worden overbrugd met treinbilzen. De larven leven er van het verteerde ondergrondse deel van deze balken. Deze treinbilzen vormen in Vlaanderen een belangrijk biotoop voor deze soort. In Nederland (Hendriks & van der Ploeg 2006) en Groot-Brittannië (Pratt 2000) werden ook larven gevonden in verhakselde hout of zagemeel dat in een dikke laag werd

gebruikt voor de aanleg van wandelpaden of speelterreinen. Daarnaast werden de laatste jaren ook heel wat kunstmatige broedhopen gebouwd voor vliegend hert.

Dat het vliegend hert veel minder in onze bossen voorkomt heeft alles te maken met de veranderingen die onze bossen ondergingen. De voorbije eeuw werden vele bossen in Vlaams-Brabant en Haspengouw omgevormd van redelijk open hak- of middelhoutbossen naar gesloten hooghout met beuk. Hierdoor werden de bestanden veel donkerder. Het vliegend hert wist doorgaans enkel te overleven in bosranden, parken, houtkanten, taluds of holle wegen die vaak als restanten van ontgonnen bossen in het open landschap achterbleven.

Abiotisch kan het leefgebied duidelijk afgebakend worden. Het gaat vaak om steile zuidhellingen (Thomaes 2008) met open of halfopen karakter met leem- of zandbodem en een watertafel die het jaar rond dieper dan 40 cm blijft (Thomaes *et al.* 2008). Al deze vereisten wijzen op het thermofiele karakter van de larven van deze kever. Uiteraard is ook de aanwezigheid van ondergronds goed verteerd dood hout noodzakelijk als voedsel voor de larven. In de regel gaat het om hout van harde loofboomsoorten maar ook antropogeen aangevoerd dood hout of wortelhout van uitgefreesde bomen (dus bovengronds onzichtbaar) kan in aanmerking komen (pers. med. M. Fremlin).

9.4.1.3 Methodiek

Populatiegrootte: een populatie kan afgebakend worden als alle individuen binnen het geheel van broedplaatsen op een onderlinge afstand van maximaal 3 km, de grens voor genetische isolatie (1% van de mannetjes verspreid zich over 3 km of meer, Rink & Sinsch 2007). Vermits de populatiegrootte moeilijk exact te bepalen is, wordt de grootte ingeschat aan de hand van transecttellingen (Thomaes 2014; Vercayie & Thomaes 2014).

Metapopulatiegrootte: Vliegend hert heeft een larvaal stadium van 2 tot 3 jaar (Rink and Sinsch 2008, Fremlin, Hendriks & Thomaes ongepubliceerde data), waardoor de generatieduur 3 tot 4 jaar is. De overeenkomstige $N_{e95}=244$. We schatten dat dit overeenstemt met een tienvoudige adulte populatie, $N_c=2438$. Omdat exacte populatiegroottes zeer moeilijk te bepalen zijn, lijkt een rechtstreekse populatiegenetische evaluatie voorlopig de enige hanteerbare manier om na te gaan of voldaan wordt aan dit criterium. INBO werkt momenteel aan de uitwerking van de methodiek die hiervoor vereist is. Deze soort wordt dus beoordeeld op lokale schaal (**categorie 1**, zie Tabel 2).

Broedplaatsen: een broedplaats is een plaats waar in verschillende jaren een of meerdere kevers gezien zijn. Een broedplaats kan bv. bestaan uit een dood hout-rijke holle weg, een oude boomgaard, een bosrand, een rij treinbilzen, laanbomen of bv. een kunstmatige broedhoop. Verder kan een broedplaats ook aangetoond worden door het voorkomen van larven of poppen. Het graven naar dergelijk bewijs is echter zeer destructief en moet te allen tijde vermeden worden. Tenslotte kunnen broedplaatsen ook opgespoord worden met behulp van snuffelhonden.

Kwaliteit leefgebied:

- Geschikt leefgebied: hier wordt de oppervlakte aan geschikt leefgebied beschouwd binnen één populatie. De oppervlakte bestaat enerzijds uit de broedplaatsen zelf en anderzijds uit ander geschikt leefgebied zoals open bossen, hakhoutbossen, bosranden, parken, brede houtkanten, taluds, holle wegen, boomgaarden, tuinen met struwelen, bomen, stobben of treinbilzen, percelen met een kunstmatige broedhoop (Thomaes 2007a) die gelegen zijn op een afstand van maximaal 1 km (1% van de vrouwtjes legt een afstand af van 1 km of meer om nieuw leefgebied te koloniseren, Rink & Sinsch 2007) rond gekende broedplaatsen (of waarnemingen indien geen broedplaatsen bekend). Voorbeelden in Vlaanderen en het Brussels Gewest tonen aan dat de soort gedurende een lange periode op een kleine oppervlakte kan overleven. Daarom wordt de drempelwaarde voor een gunstige staat van instandhouding op 10 ha gesteld.
- Dikke dode bomen: geschikte bomen zijn afgezaagde of dode (staande of liggende) harde loofhoutbomen met diameter > 40 cm. Voor treinbilzen en kunstmatige broedhopen (Thomaes 2007a) wordt de oppervlakte (horizontale projectie) in rekening gebracht. Een oppervlakte van 0,13 m² wordt gelijkgesteld met één boom van 40 cm.
- Dood hout op middellange termijn: dikke levende bomen kunnen geschikt biotoop voorzien op lange termijn. Hier beschouwen we nog levende bomen van harde loofhoutsoorten met diameter > 80 cm binnen geschikt biotoop. De normen van 40 cm voor dik dood hout en 80 cm voor dikke levende bomen zijn gekozen op basis

van algemene normen voor organismen gebonden aan dood hout en dikke oude bomen (Govaere & Vandekerckhove 2005; T'Jollyn *et al.* 2009; Verbücheln *et al.* 2004) en niet specifiek voor het vliegend hert.

- Dood hout op lange termijn: uit de gevarieerde diameteropbouw van de aanwezige harde loofbomen lijkt een ononderbroken aanbod aan dood hout voor de komende decennia gegarandeerd binnen de geschikte biotoop. Ook beheerde hak- en middelhoutbossen mogen hier aanzien worden als een garantie voor ondergronds dood hout op langere termijn.

9.4.1.4 Beoordeling vliegend hert

Referenties	Indicator	Gunstig	Ongunstig
Criterium: Toestand populatie			
Kervyn 2006; Malchau 2006	Populatiegrootte	Losse waarnemingen ⁽¹⁾ : ≥ 10 / jaar Of Transecttelling: ≥ 10 / jaar*transect	Losse waarnemingen: < 10 / jaar Of < 10 / jaar*transect
Kervyn 2006; Malchau 2006	Broedplaatsen binnen de populatie	≥ 1	Broedplaats onbekend
Mergeay 2012	Metapopulatiegrootte	$N_e \geq 244$	$N_e < 244$
Criterium: Kwaliteit leefgebied			
Kervyn 2006; Malchau 2006	Oppervlakte geschikt biotoop ⁽²⁾	≥ 10 ha	< 10 ha
Kervyn 2006; Ministerium für Umwelt und Naturschutz, 2004; Malchau 2006	Dikke dode bomen ⁽²⁾	≥ 1 / ha in verschillende afbraakstadia	< 1 / ha
Expertoordeel	Dood hout op middellange termijn ⁽²⁾	≥ 1 dikke levende bomen / ha	< 1 / ha
Malchau 2006	Dood hout op lange termijn ⁽²⁾	Aanbod is beveiligd	Aanbod is niet beveiligd

¹ met een onderlinge afstand van max. 3 km (Rink and Sinsch 2007)

² max. 1 km rond gekende broedplaatsen (Rink and Sinsch 2007)

9.4.1.5 Literatuur

Govaere L. & Vandekerckhove K. (2005). Specifiek biotoop- en soortenbeheer in bossen: methodologische ondersteuning. Deel II : Beschrijvende fiches Rapport IBW.Bb.R.2005.007. Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer.

Hendriks P. & van der Ploeg E. (2006). Behoud van het Vliegend hert. Vakblad Natuur, Bos en Landschap: 9-12.

Huijbregts H. (2002). Het Vliegend hert: een bureaustudie. European Invertebrate Survey Nederland, Leiden.

Kervyn T. (2006). Cerf-volant, *Lucane Lucanus cervus* (Linnaeus, 1758). Espèces de l'Annexe II de la Directive Habitats présentes en Wallonie - version provisoire n°3. CRNFB.

Leclercq J., Gaspar C. & Verstraeten C. (1973). Atlas provisoire des Insectes de Belgique (et des régions limitrophes). Faculte des sciences agronomiques de l'etat, zoologie generale et faunistique, Gembloux.

Malchau W. (2006). Kriterien zur Bewertung des Erhaltungszustandes der Populationen des Hirschkäfers *Lucanus cervus* (LINNAEUS, 1778). In: Schnitter P., Eichen C., Ellwanger G., Neukirchen M. & Schröder E. Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in

Deutschland. p. 153-154. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Halle). Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt in Zusammenarbeit mit dem Bundesamt für Naturschutz, Halle (Saale).

Mergeay J. (2012). Afwegingskader voor de versterking van populaties van Europees beschermde soorten. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. (INBO.A.2012.141), Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Ministerium für Umwelt und Naturschutz L.u.V. (2004). Lebensräume und Arten der FFH-Richtlinie in Nordrhein-Westfalen - Beeinträchtigungen, Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen sowie Bewertung von Lebensraumtypen und Arten der FFH-Richtlinie in Nordrhein-Westfalen - Arbeitshilfe für FFH-Verträglichkeitsuntersuchungen. Rehms Druck, Borken.

Pratt C.R. (2000). An investigation into the status history of the stag beetle *Lucanus cervus* (Linnaeus) (Lucanidae) in Sussex. *Coleopterist* 9: 75-90.

Rink M. & Sinsch U. (2006). Habitatpräferenzen des Hirshkäfers *Lucanus cervus* (Linnaeus, 1758) in der Kulturlandschaft - eine methodenkritische Analyse (Coleoptera: Lucanidae). *Entomologische Zeitschrift* 116: 228-234.

Rink M. & Sinsch U. (2007). Radio-telemetric monitoring of dispersing Stag Beetles: implications for conservation. *Journal of Zoology* 272: 235-243.

Smit J.T. & Krekels R. (2006). Vliegend hert in Limburg: actieplan 2006-2010. EIS-Nederland en Bureau Natuurbalans-Limes divergens, Leiden - Nijmegen.

Smith M.N. (2003). National stag beetle survey 2002. People's trust for Endangered Species & English Nature, London.

Thomaes A. (2007a). Aanleg van broedhopen voor Vliegend hert. INBO.A.2007.105. Instituut Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Thomaes A. (2007b). Dieren en planten Bijlage 2 en 4 Habitatrichtlijn: Vliegend hert. In: decler K. (2007). Europees beschermde natuur in Vlaanderen en het Belgisch deel van de Noordzee: Habitattypen / Dier- en Plantensoorten. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel, INBO.M.2007.01

Thomaes A. (2008). Vliegend hert drie jaar later: van bureaustudie tot monitoring en bescherming. *Brakona-jaarboek(2006-2007)*: 118-125.

Thomaes A. (2014). Blauwdruk kevers. In: Pollet M. Monitoring Natura 2000-soorten en overige soorten prioritair voor het Vlaams beleid. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel, 47-58.

Thomaes A., Beck O., Crevecoeur L., Engelbeen M., Cammaerts R. & Maes D. (2007). Het Vliegend hert in Vlaanderen en in het Brussels Gewest: Verspreiding en ecologie van een 'bos'soort. *Natuur.focus* 6(3): 76-82.

Thomaes A., Cammaerts R., Kervyn T., Beck O. & Crevecoeur L. (2010). Distribution and site preferences of the stag beetle, *Lucanus cervus* in Belgium (Coleoptera: Lucanidae). *Bulletin & Annales de la Société Royale Belge d'Entomologie = Bulletin & Annalen van de Koninklijke Belgische Vereniging voor Entomologie* 146: 33-46.

Thomaes A., Kervyn T. & Maes D. (2008). Applying species distribution modelling for the conservation of the threatened saproxylic Stag Beetle (*Lucanus cervus*). *Biological Conservation* 141: 1400-1410.

Thomaes A. & Maes D. (2014). Rode lijst status van het Vliegend hert (*Lucanus cervus*). Brussel, Instituut Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2014.1549345

Thomaes A. & Vandekerckhove K. (2008). Status en bescherming van het vliegend hert in Vlaams-Brabant. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Geraardsbergen.

T'Jollyn F., Bosch H., Demolder H., De Saeger S., Leyssen A., Thomaes A., Wouters J., Paelinckx D., Hoffmann M. (2009). Ontwikkeling van criteria voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding van de Natura 2000 habitattypen: Versie 2.0. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Verbücheln G., Börth M., Hinterlang D., Hübner T., Michels C., Neitzke A., König H., Pardey A., Raabe U., Rös M., Schiffgens T., Weiss J., & Wolff-Straub R. (2004). Anleitung zur Bewertung des Erhaltungszustandes von FFH-Lebensraumtypen. Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten Nordrhein-Westfalen. 54 p.

Vercayie D. & Thomaes A. (2014). Monitoring Vliegend hert. Dieren onder de wielen 2.0. Natuurpunt Studie, Mechelen.

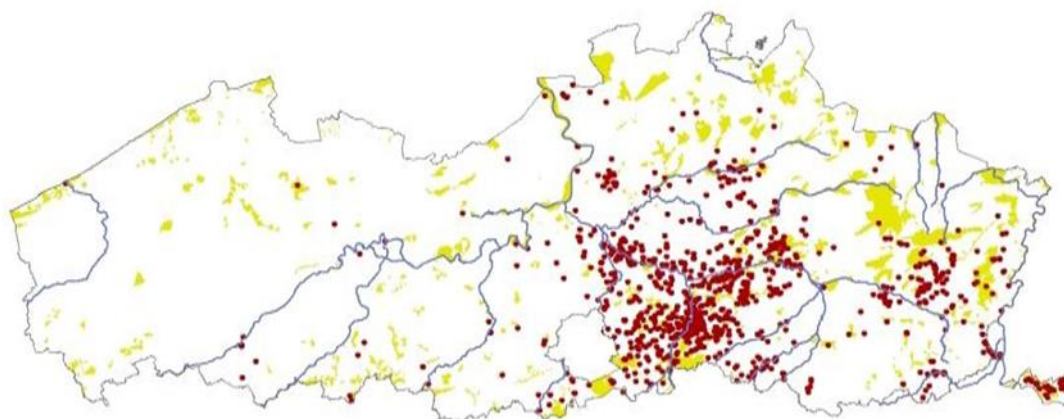
9.5 Geleedpotigen – Nachtvinders

Dirk Maes

9.5.1 Spaanse vlag (*Euplagia quadripunctaria*)

9.5.1.1 Verspreiding

Reeds enkele jaren zijn vaste populaties bekend van de Hagelandse heuvels (Kesselberg te Leuven, Eikelberg en IJzerenberg te Gelrode), de Melberg te Genk, de Voerstreek en de Binnen-Dijle te Mechelen (Bergmans 2007; De Prins 2000; Jacobs *et al.* 2008; Lambrechts & Vervoort 2004; Walterus 2004), en vermoedelijk ook op de Keizersberg te Leuven en in de Abdij van het Park te Heverlee. Verder zijn er tal van losse waarnemingen in de nabijheid van deze kerngebieden, maar ook elders in Vlaanderen werden Spaanse vlag gemeld. De verwachting is dan ook dat het areaal van deze mobiele soort nog zal uitbreiden onder invloed van klimaatopwarming.



Figuur 19: Waarnemingen van Spaanse vlag (2003-2014)(bron: waarnemingen.be, Natuurpunt).

9.5.1.2 Leefgebied

Adulten en larven hebben een verschillend biotoop. Rupsen zijn nachtactief en worden aangetroffen op relatief vochtige, schaduwrijke plaatsen. De rupsen leven van diverse kruidachtige planten zoals smalle weegbree, hondsdrif, witte dovenetel, grote brandnetel en koninginnenkruid (o.a. Heath & Emmet 1983). Ook meer houtige gewassen zoals braam en wilg worden gemeld (Ebert 1997). De vlinders zijn daarentegen actief bij warm en zonnig weer en vliegen op nectarrijke planten, in het bijzonder op koninginnenkruid (Op den Kamp & Groenendijk 2003; Groenendijk & van Swaay 2005; Wallis de Vries & Groenendijk 2012). Cruciaal voor de vlinders is een warm microklimaat bv. op hellingen, langs bosranden, struwelen en zoomvegetaties (Decler 2007). De Spaanse vlag is een rupsoverwinteraar die in juni-juli verpopt tussen het strooisel.

9.5.1.3 Methodiek

Populatiegrootte: (1) De waargenomen aantallen bij nachtvlindervangsten van deze hoofdzakelijk dagactieve nachtvlinder zijn zelden hoger dan bij transecttellingen. Nachtvlinderinventarisaties met de kwikdamplamp zijn bovendien arbeidsintensief en vereisen gespecialiseerd materiaal. Ze zijn daarentegen wel zeer nuttig om nieuwe vliegplaatsen op te sporen. (2) Lijntransecttellingen op vaste plaatsen worden algemeen beschouwd als de meest effectieve manier van monitoren (Bolz 2001). Het tellen van volwassen vlinders gebeurt in een denkbeeldige telkooi van ca. tien meter links en rechts, en vijf meter boven het transect waarbinnen de waarnemer zich wandelend verplaatst met zeer trage loopsnelheid (Binner & Schreiber 2005; Groenendijk 2002). Transecten zijn max. 1000 meter lang en eventueel onderverdeeld in secties met een zo homogeen mogelijke vegetatie, die de verschillende leefgebiedcomponenten omvatten (van Swaay 2000). Bloeiende kruiden worden daarbij afgezocht met de verrekijker om de trefkans te verhogen en omdat stilzittende vlinders goed gecamoufleerd zijn. (3) Het lopen van transecten kan haalbaar zijn op bepaalde locaties in Vlaanderen (bv. langs spoorwegen, bosranden, mijnterreinen of op kalkrijke graslanden). Op andere locaties (bv. in groeves) is het lopen van transecten praktisch niet uitvoerbaar. Op

verschillende van dergelijke locaties kan men beter punttransecttellingen uitvoeren waarbij visueel gedurende +/- 15 minuten naar vlinders gespeurd wordt met behulp van een verrekijker.

Metapopulatiegrootte: de generatieduur voor Spaanse vlag is 1 jaar, met een overeenkomstige $N_{e95}=975$, en een census grootte van 9750 adulte individuen. Spaanse vlag wordt dus beoordeeld op bovenlokale schaal (**categorie 2**, zie Tabel 2), zonder duidelijk afgebakende deelpopulaties binnen Vlaanderen, of met deelpopulaties die verondersteld worden allemaal met elkaar in functionele verbinding te (kunnen) staan. Omdat accurate schattingen van de populatiegrootte momenteel zeer moeilijk zijn, lijkt dit metapopulatiecriterium momenteel moeilijk toe te passen, tenzij er op niveau Vlaanderen gebruik zou gemaakt worden van een populatiegenetische evaluatie van de effectieve grootte N_e .

Populatiestructuur: reproductie kan vastgesteld worden door de aanwezigheid van paring en/of rupsen.

Monitoringstijdstip en -frequentie: nachtvangsten gebeuren bij voorkeur met een lichtval op warme zwoele avonden in juli-augustus. Het lopen van routes dient bij voorkeur te gebeuren bij warm weer (20-30°C), zonnige omstandigheden (bewolking < 50%) en weinig wind (maximaal 4 Beaufort) en wordt wekelijks uitgevoerd tijdens de hoofdvliegtijd (tussen 25 juli en 25 augustus). Bovendien is bekend dat de aantallen vlinders jaarlijks sterk kunnen fluctueren (Leopold *et al.* 2006) zodat voor trendbeschrijving lange tijdsreeksen nodig zijn.

9.5.1.4 Opmerkingen

- Een moeilijkheid bij monitoring van Spaanse vlag zijn de vaak zeer lage aantallen vlinders die waargenomen worden (Groenendijk 2007; Groenendijk & van der Meulen 2004). Het is daarom belangrijk om in geschikt leefgebied voldoende vaak en voldoende intensief te bemonsteren. De onderzoeksinspanning kan verhoogd worden door de vegetatie te bewegen (kloppen) zodat de vlinders opvliegen.
- Bij zeer hoge temperaturen (> 30°C) zitten de vlinders vaak in de schaduw, op boomstammen of aan de onderzijde van takken en bladeren. Hun aanwezigheid kan dan vastgesteld worden door op takken van struiken en bomen te kloppen of door nauwgezette inspectie van boomstammen.
- Ondervermelde richtcijfers voor populatiegroottes hebben betrekking op populaties in het centrum van het areaal van de soort en zijn daarom niet eenvoudig te extrapoleren naar Vlaanderen. Spaanse vlag heeft immers een Midden- en Zuid-Europese verspreiding maar breidt zich geleidelijk noordwaarts uit. Het is dus mogelijk dat de in de tabel vermelde cijfers m.b.t. de toestand van populaties op termijn bijgesteld moeten worden. Het uitvoeren van een vangst-hervangst studie op één of enkele gekende locaties kan een goed beeld geven van de te verwachten populatiegroottes in Vlaanderen (cf. van Swaay & van Strien 2008).
- Een goede basisinventarisatie op potentiële vliegplaatsen zal vermoedelijk nieuwe vindplaatsen opleveren. Naar aanleiding van de klimaatopwarming zwermt de soort immers opvallend sterk uit, voornamelijk langs zowel natuurlijke als antropogene, lintvormige migratieroutes (bv. spoorwegen en wegbermen).
- Voor een adequate bescherming en een soortgericht beheer is er momenteel onvoldoende inzicht in de juiste ecologische vereisten (ecologie, waardplantgebruik) van de Spaanse vlag in Vlaanderen. Vooral de eigenschappen van de biotoop waar eitjes afgezet worden en rupsen opgroeien zijn nagenoeg ongekend.
- Volgens Van der Meulen & Groenendijk (2005) heeft de Spaanse vlag een gemiddelde oppervlaktebehoefte, maar gaat de soort wel voedsel zoeken in aanpalende biotopen. De Spaanse vlag vertoont geen trekgedrag, maar kan in sommige (warme) jaren wel ver buiten de gekende populaties waargenomen worden. Wat mobiliteit betreft, geven Van der Meulen & Groenendijk (2005) de vlinder een intermediaire waarde (3 op een schaal van 5).

9.5.1.5 Beoordeling Spaanse vlag

Referenties	Indicator	Gunstig	Ongunstig
Criterium: Toestand populatie			
Groenendijk & van Swaay 2005; Kiel 2005; Leopold <i>et al.</i> 2006)	Populatiegrootte	≥10 vlinders per telling en per deelpopulatie	< 10 vlinders per telling en per deelpopulatie
LfU, 2003		Of Gemiddeld ≥ 6 vlinders per telling van 100 m transect	Of Gemiddeld < 6 vlinders per telling van 100 m transect
LfU, 2003		Of ≥ 5 vlinders per deelpopulatie en per jaar met lichtvangst	Of < 5 vlinders per deelpopulatie en per jaar met lichtvangst
Expertoordeel	Populatiestructuur: reproductie	Regelmatige waarneming van paring en/of rupsen	Geen paringen en/of rupsen aangetroffen
(Kiel 2005; Leopold <i>et al.</i> 2006; Ministerium für Umwelt und Naturschutz 2004)	Aantal observaties in omtrek van 10 km rond deelpopulatie	≥ 2 waarnemingen van vlinders	< 2 waarnemingen van vlinders
Mergeay 2012	Metapopulatiegrootte	$N_e \geq 975$ $N_e \geq 9750$, de som van alle deelpopulaties in Vlaanderen	$N_e < 975$ $N_e < 9750$, de som van alle deelpopulaties in Vlaanderen
Criterium: Kwaliteit leefgebied			
Groenendijk & van Swaay 2005	Aanwezigheid biotoop voor zowel rups als imago	Per deelpopulatie minimaal enkele goede plekken van circa 1 ha, waar bloemrijk grasland/ruigte grenst aan vochtig biotoop	Eén van beide biotoopcomponenten ontbreekt
Ministerium für Umwelt und Naturschutz 2004	Aanwezigheid nectarplanten voor vlinders	Volop aanwezig tijdens vliegtijd (o.a. koninginnenkruid, wilde marjolein)	Nauwelijks bloeiende planten (o.a. koninginnenkruid, wilde marjolein) aanwezig tijdens vliegtijd
Groenendijk & van Swaay 2005	Aanwezigheid van waardplanten voor rupsen	Goede beschikbaarheid (grote brandnetel, braam, kamperfoelie, wilgenroosje)	Slechte beschikbaarheid (grote brandnetel, braam, kamperfoelie, wilgenroosje)
Ministerium für Umwelt und Naturschutz 2004	Bezonning van ruigtes en bosranden	Intensief-matig zonbeschenen tot beschaduw	Sterk beschaduw
Ministerium für Umwelt und Naturschutz 2004	Maaien van ruigtes	Ruimtelijk óf temporeel gefaseerd maaien (3-jaarlijks), en extensieve begrazing van ruigten	1 à 2 jarige gebiedsdekkende maaibeurt of intensieve begrazing
Decler K. <i>et al.</i> (2007)	Verruiging van bloemrijk vlinderbiotoop	Hooguit verspreide en pleksgewijze opslag van o.a. robinia, Amerikaanse vogelkers	Abundante tot vlakdekkende struikopslag met o.a. robinia, Amerikaanse vogelkers
Groenendijk & van Swaay 2005	Sporen van drainage van rupsenbiotoop	Afwezig	Aanwezig
Groenendijk & van Swaay 2005	Sporen van pesticidengebruik in de omgeving van deelpopulaties	Afwezig	Aanwezig

9.5.1.6 Literatuur

- Bergmans B. (2007). De Spaanse vlag, kroniek van een spectaculaire uitbreiding. *De Boomklever* 35(4): 111-118.
- Binner V. & Schreiber R. (2005). Spanische Flagge *Euplagia* [Callimorpha] *quadripunctaria* (Poda, 1761). In: Binner V. Kartieranleitung für die Arten nach Anhang II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie in Bayern. p. 57-60.
- Bolz R. (2001). Spanische Flagge (*Euplagia quadripunctaria*). In: Fartmann T. et al. Berichtspflichten in Natura-2000-Gebieten. Empfehlungen zur Erfassung der Arten des Anhangs II und Charakterisierung der Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinie. p. 374-379.
- De Prins W. (2000). Interessante waarnemingen van Lepidoptera in België in 1999 (Lepidoptera). *Phegea* 28(1): 15-18.
- Declerck K., Anselin A., Bauwens D., Ronse A., Van Landuyt W., Stieperaere H., Coeck J., Buysse D., Van Thuyne G., Belpaire C., Stienen E., Courtens W., Haelters J., Kerckhof F., Thomaes, A. & De Knijf, G. (2007). Dieren en planten Bijlage II en IV Habitatrichtlijn. In: declerck K. (red.). Europees beschermde natuur in Vlaanderen en het Belgisch deel van de Noordzee. Habitattypen / Dier- en plantensoorten. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.M.2007.01, Brussel, pp. 35-52.
- Ebert G. (1997). Die Schmetterlinge Baden-Württembergs, Band 5, Nachtfalter 3. Eugen Ulmer GmbH & Co, Stuttgart, Duitsland.
- Groenendijk D. (2002). Kansen en mogelijkheden voor monitoring van de Spaanse vlag in Nederland. Rapportnummer VS2002.44. De Vlinderstichting, Wageningen.
- Groenendijk D. (2007). De Spaanse vlag in Nederland: het belang van Zuid-Limburg voor deze Habitatrichtlijnsoort. *Natuurhistorisch Maandblad* 96(8): 233-239.
- Groenendijk D. & van der Meulen J. (2004). Conservation of moths in the Netherlands: population trends, distribution patterns and monitoring techniques of day-flying moths. *Journal of Insect Conservation* 8: 109-118.
- Groenendijk D. & van Swaay C.A.M. (2005). Profielen Vlinders en Libellen van de Habitatrichtlijn Bijlage II. Rapport VS2005.021. De Vlinderstichting, Wageningen.
- Heath J. & Emmet A.M. (1983). *The Moths and Butterflies of Great Britain and Ireland*. Harley, Colchester, UK.
- Jacobs I. (2008). Alva is terug, Spaanse vlag wappert in Vlaanderen. Jaarverslag 2007 Markante resultaten van Natuurpunt Studie Rapport Natuur.studie 2008/1. Natuur.studie, Mechelen.
- Kiel E.-F. (2005). FFH-Artenerfassung NRW *Euplagia quadripunctaria* Katrieruingsmatrix 01/2005. Dez. 35/Artenschutz. LÖBF NRW.
- Lambrechts J. & Vervoort L. (2004). De Spaanse vlag gevestigd op de Hagelandse heuvels! *Brakona jaarboek* 2004: 24-30.
- Leopold P. et al. (2006). Kriterien zur Bewertung des Erhaltungszustandes der Populationen der Spanischen Flagge *Euplagia quadripunctaria* (Poda, 1761). In: Schnitter P. et al. Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland. p. 172-173.
- LfU (2003). Handbuch zur Erstellung von Pflege- und Entwicklungsplänen für die Natura 2000-Gebiete in Baden-Württemberg. version 1.0. Fachdienst Naturschutz/Naturschutz Praxis.
- Ministerium für Umwelt und Naturschutz L.u.V. (2004). Lebensräume und Arten der FFH-Richtlinie in Nordrhein-Westfalen - Beeinträchtigungen, Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen sowie Bewertung von Lebensraumtypen und Arten der FFH-Richtlinie in Nordrhein-Westfalen - Arbeitshilfe für FFH-Verträglichkeitsuntersuchungen. Rehms Druck, Borken.
- Op den Kamp O. & Groenendijk D. (2003). De Spaanse vlag in Limburg. *Natuurhistorisch Maandblad* 92(6): 174-175.

Petanidou T., Vokou D. & Margaris N.S. (1991). *Panaxia quadripunctaria* in the Highly Touristic Valley of Butterflies (Rhodes, Greece): Conservation Problems and Remedies. *Ambio* 20 (3/4): 124-128.

van Swaay C. & van Strien A.J. (2008). Monitoring van Natura 2000 soorten - advies voor een landelijk meetprogramma. WOT IN serie nr. 9 1644. Alterra, Wageningen.

van Swaay C.A.M. (2000). Manual for Monitoring Butterflies. Dutch Butterfly Conservation, Wageningen.

Wallis de Vries M.F. & Groenendijk D. (2012). Beschermingsplan voor de Spaanse vlag in Limburg. Vlinderstichting D., (editor). Wageningen: de Vlinderstichting, 2011.016 45 pp.

Walterus F. (2004). Enkele aantekeningen van voor Vlaanderen twee zeldzame vlinders: *Euplagia quadripunctaria* en *Siona lineata* (Lepidoptera: Arctiidae, Geometridae). *Phegea* 32(1): 7-8.

Walker M.F. (1966). Some observations on the behavior and life-history of the Jersey tiger moth, *Euplagia quadripunctaria* Poda (Lep., Arctiidae) in the "Valley of the Butterflies", Rhodes. *The Entomologist* 99(1): 1-24.

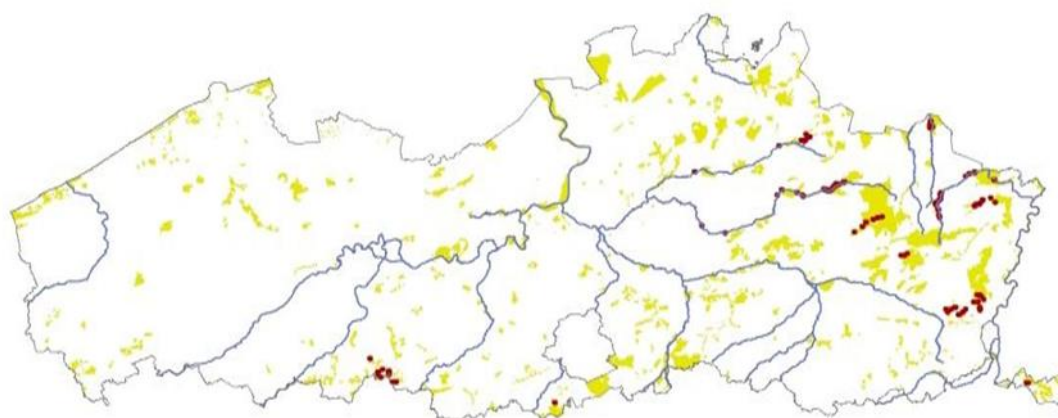
9.6 Vissen

Gerlinde Van Thuyne, Claude Belpaire en Joachim Mergeay

9.6.1 Beekprik (*Lampetra planeri*)

9.6.1.1 Verspreiding

De beekprik komt voor in een beperkt aantal boven- en middenloopjes in het bekken van de Kleine Nete (Kleine Nete, Desselse Nete, Zwarte Neet), het bekken van de Grote Nete (middenloop Grote Nete, Asbeek, Zeeploop, Hanskensloop, Balengracht of Kleine Hoofdgracht), het Maasbekken (Warmbeek- Vliet, Oude Beek, Abeek, Itterbeek, Schaagterziep, Asbeek, Ziepbeek, Voer), het Zennebekken (Steenputbeek en Kapittelbeek), het Denderbekken (Molenbeek-Terkleppebeek), Zwalmbekken (Molenbeek, Verrebeek, Sassegembeek), het bekken van de Scheldeheuvels (Krombeek), het Demerbekken (Zwartebeek, Laambeek, Zutendaalbeek, Bezoensbeek, Munsterbeek). (INBO, Vis Informatie Systeem; Van der Meeren & Vlietinck 2013).



Figuur 20: Vindplaatsen van beekprik (1995-2014) (bron: Vis Informatie Systeem (V.I.S.), INBO en waarnemingen.be, Natuurpunt).

9.6.1.2 Leefgebied

Beekprikken bewonen midden- en bovenlopen van beken en rivieren met een goede waterkwaliteit. Onder de prikken is de beekprik de enige soort die zich niet parasitair voedt. De larven leven oppervlakkig ingegraven in slibrijke, fijnzandige bodems, waar ze algen, detritus en kleine organismen uit het water filteren. Na de metamorfose tot adulte prik voeden de dieren zich niet meer. Ze trekken in het voorjaar stroomopwaarts op zoek naar ondiepe, zonnige zand- en kiezelbanken, waar het water sneller stroomt. De eieren worden afgezet en daarna sterven de volwassen dieren.

9.6.1.3 Methodiek

Populatiedensiteit (naar Waterstraat *et al.* 2001): bij voorkeur wordt de densiteit (adulten + larven) bepaald via elektrische bevissing met vlakke gelijkstroom en een ringanode (diameter 40 cm). Men bevist typische microbiotopen in een geschikt leefgebied. Het resultaat wordt uitgedrukt als "geschatte densiteit" via een depletiemethode na minimum 3 opeenvolgende wegvangsten of als CPUE (i.e. "Catch Per Unit of Effort") na minimum 2 opeenvolgende wegvangsten. Directe waarneming van adulten tijdens de reproductie en telling van het aantal paaikulen is eveneens mogelijk. Bij strokenbevissing (ook stroken die geen microbiotoop vormen voor beekprik) wordt door middel van elektrovisserij een strook van 100 m oeverlengte bemonsterd en wordt uitgedrukt als "geschatte densiteit" via een depletiemethode van minimum 3 opeenvolgende wegvangsten of als CPUE na minimum 2 opeenvolgende wegvangsten.

Recente ontwikkelingen zoals de toepassing van eDNA metingen om de aanwezigheid van soorten na te gaan, lijken veelbelovend voor het in kaart brengen van de verspreiding (areaaluitbreiding), maar deze nieuwe methoden vergen nog verdere ontwikkeling.

Metapopulatiegrootte: de geschatte gemiddelde generatieduur van beekprik is 4,5 jaar. Dit geeft een minimale effectieve metapopulatiegrootte van $N_{e95}=217$. Is de te beoordelen populatie onderdeel van een metapopulatie (bv. in geval het leefgebied in de waterloop onderbroken is en niet overal geschikt is, of indien er migratie-barrières voorkomen op de waterloop), dan dient de som van de verschillende deelpopulatiegroottes te voldoen aan dit criterium. Uitgaande van een verhouding N_e/N_c van 1/10, vertaalt dit zich naar een metapopulatie bestaande uit minstens 2170 volwassen individuen. Anthropogene migratieknelpunten op rivieren (bv. sluizen, watermolens, ...) vormen een apart probleem voor connectiviteit binnen metapopulaties: deze geven enkel stroomafwaartse connectiviteit, waardoor de bovenloopse deelpopulatie als geïsoleerd dient beschouwd te worden: genetische drift wordt er immers niet door genmigratie gecompenseerd. Als gevolg hiervan dient minstens één van de deelpopulaties op zichzelf aan het metapopulatiecriterium te voldoen om te spreken van een gunstige toestand. Deze soort wordt dus beoordeeld op lokale schaal (**categorie 1**, zie Tabel 2).

Leefgebied: wordt beschreven aan de hand van structurele, morfologische, fysische en chemische kenmerken.

Monitoringstijdstip en -frequentie: het aantal larven en adulten wordt jaarlijks vlak voor de reproductieperiode bepaald (tussen augustus en oktober) (Harvey & Cowx 2003). Directe waarneming van adulten tijdens de reproductie en telling van het aantal paaikuisen kan eveneens gebeuren, minstens op drie verschillende tijdstippen gedurende april-juni. Dit zal slechts op een zeer beperkt aantal plaatsen in Vlaanderen mogelijk zijn door de hoge turbiditeit van de waterlopen. Vissoorten kunnen zeer sterke schommelingen in densiteit vertonen.

9.6.1.4 Opmerkingen

Larven van de beekprik kunnen met het blote oog niet onderscheiden worden van larven van de rivierprik. Onderscheid met de larven van de zeebek is mogelijk vanaf een lengte van 5 cm. In gebieden waar beek- en rivierprik samen voorkomen, moet er daarom extra aandacht gaan naar het adulte stadium, vooral dan tijdens de reproductie. Ook kan het aanwenden van genetische technieken voor deze diploïde soort de soortidentificatie vergemakkelijken (bv. Mateus *et al.* 2013).

9.6.1.5 Beoordeling beekprik

Referenties	Indicator	Gunstig	Ongunstig
Criterium: Toestand populatie			
Waterstraat <i>et al.</i> 2001; Steinmann <i>et al.</i> 2006	Populatiegrootte (densiteit)	<p>≥ 5000 ind./ha (adulten en juvenielen) in typische microbiotopen</p> <p>En</p> <p>≥ 50 ind./ha (adulten en juvenielen) in beviste trajecten</p>	<p>< 5000 ind./ha (adulten en juvenielen) in typische microbiotopen</p> <p>Of</p> <p>< 50 ind./ha (adulten en juvenielen) in beviste trajecten</p>
Mergeay 2012	Metapopulatiegrootte ($N_c = 10 * N_{e95}$)	≥ 2170 volwassen individuen binnen een strook waterloop zonder migratieknelpunten	< 2170 volwassen individuen binnen een strook waterloop zonder migratieknelpunten
Steinmann <i>et al.</i> 2006; Cowx <i>et al.</i> 2009	Populatiestructuur	≥ 2 lengteklassen aanwezig	< 2 lengteklassen aanwezig
	Aanwezigheid adulten	Minimaal 1 op de 2 keer adulten aanwezig bij bemonstering in de reproductieperiode	Minder dan 1 op de 2 keer adulten aanwezig bij bemonstering in de reproductieperiode

Referenties	Indicator	Gunstig	Ongunstig
Criterium: Kwaliteit leefgebied			
Maitland 2003; Seeuws 1996	Paabiotoop: structuurrijk (meanderend) beekbiotoop met grofzandig of kiezelsubstraat en matige stroming	Overall of regelmatig aanwezig	Sporadisch aanwezig
Maitland 2003; Seeuws 1996	Opgroeibiotoop: structuurrijk (meanderend) beekbiotoop met zandbanken die een matig aandeel detritus bevatten en een lage stroomsnelheid hebben	Overall of regelmatig aanwezig	Sporadisch aanwezig
	Waterkwaliteit: BBI	≥ 8	< 8
Crombaghs <i>et al.</i> 2000; Schneiders <i>et al.</i> 2009	Maximale watertemperatuur	< 21°C	> 21°C
Bohl 1993; Schneiders <i>et al.</i> 2009	Zuurstofgehalte	> 8 mg/l	< 8 mg/l
Seeuws 1996; Bohl 1993; Goodwin <i>et al.</i> 2008	pH	7.5-8.5	< 7.5 of > 8.5
Maitland 2003; Steinmann 2006; Seeuws 1996	Ingrepen in de structuur van de waterbiotoop: rivierregulatie (rechttrekking, kanalisatie, oeverversteving, slijk- en kruidruiming)	Geen tot gering	Aanzienlijk
Maitland 2003; Seeuws 1996	Ingrepen in de waterhuishouding: verdroging van de beekbiotoop door wateronttrekking of drainage of waterwinning in de vallei, waardoor paai- of opgroebiotoop (zandbanken) bloot komt te liggen	Niet of slechts uitzonderlijk (maximaal 1 x in 5 jaar)	Meer dan 1 x per 5 jaar
Igoe <i>et al.</i> 2004; Maitland 2003; Seeuws 1996	Migratiebarrières: stuwen zonder visdoorgangen of drempels hoger dan 15 cm in het verspreidingsgebied van de populatie	Afwezig, of de migratiebarrières bevatten voldoende grote trajecten voor deelpopulaties (> 3 km)	Migratiebarrières aanwezig

9.6.1.6 Literatuur

Bohl E. (1993). Rundmäuler und Fische im Sediment - Ökologische Untersuchungen zur Bestands- und Lebensraumsituation von Bachneunauge (*Lampetra planeri*), Schlammpeitzger (*Misgurnus fossilis*) und Steinbeisser (*Cobitis taenia*) in Bayern. Berichte der Bayerischen Landesanstalt für Wasserforschung 22: 1-129.

Cowx I.G., Harvey J.P., Noble R.A. & Nunn A.D. (2009). Establishing survey and monitoring protocols for the assessment of conservation status of fish populations in river Special Areas of Conservation in the UK. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 19: 96-103.

Crombaghs B., Akkermans R. Gubbels R. & Hoogerwerf G. (2000). Vissen in Limburgse beken; de verspreiding en ecologie van vissen in stromende wateren in Limburg. Stichting Natuurpublicaties Limburg, Maastricht.

Goodwin C.E., Dick J.T.A., Rogowski D.L. & Elwood R.W. (2008). Lamprey (*Lampetra fluviatilis* and *Lampetra planeri*) ammocoete habitat associations at regional, catchment and microhabitat scales in Northern Ireland. *Ecol. Freshwat.Fish.* 17, 542–553.

Harvey J.P. & Cowx I.G. (2003). *Monitoring the River, Brook and Sea Lamprey*. Peterborough. 1-35 p.

Igoe F., Quigley D.T.G., Marnell F., Meskell E., O'Connor W. & Byrne C. (2004). The sea lamprey *Petromyzon marinus* (L.), river lamprey *Lampetra fluviatilis* (L.) and brook lamprey *Lampetra planeri* (Bloch) in Ireland: general biology, ecology, distribution and status with recommendations for conservation. *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy* 104B(3):43-56.

Maitland P.S. (2003). Ecology of the river, brook and sea lamprey. *Conserving Natura 2000 Rivers Ecology Series No. 5*. English Nature, Peterborough.

Mateus C.S., Stange M., Berner D., Roesti M., Quintella B.R., Alves M.J., Almeida P.R. & Salzburger W. (2013). Strong genome-wide divergence between sympatric European river and brook lampreys. *Current Biology* 23:R649-R650.

Mergeay J. (2012). Afwegingskader voor de versterking van populaties van Europees beschermde soorten. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. (INBO.A.2012.141), Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Schneiders A., Simoens I. & Belpaire C. (2009). Waterkwaliteitscriteria opstellen voor vissen in Vlaanderen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2009 (22). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Seeuws P. (1996). Ecologie van beschermde rondbek- en vissoorten: soortbeschermingsplan voor de beekprik. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel. 118 pp.

Steinmann I., Waterstraat A., Klinger H. & Schütz C. (2006). Kriterien zur Bewertung des Erhaltungszustandes der Populationen des Bachneunauges *Lampetra planeri* (BLOCH, 1784). In: Schnitter P., Eichen C., Ellwanger G., Neukirchen M. & Schröder E. Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland. p. 218-219. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Halle) . Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt in Zusammenarbeit mit dem Bundesamt für Naturschutz, Halle (Saale).

Van der Meeren T. & Vlietinck K. (2013). Agentschap voor Natuur en Bos. Soortbeschermingsprogramma voor beekprik (*Lampetra planeri*), rivierdonderpad (*Cottus sp*) en kleine modderkruiper (*Cobitis taenia*) voor de periode 2013-2018.

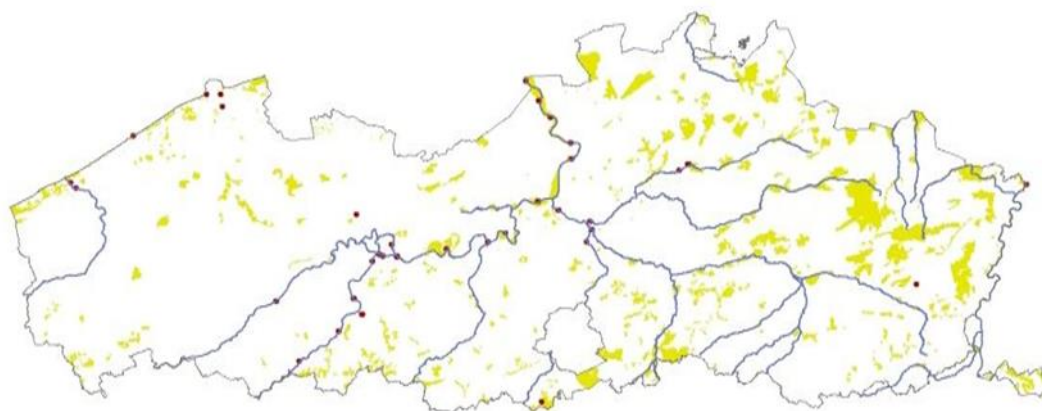
Waterstraat A. & Krappe M. (2000): Beiträge zur Ökologie und Verbreitung von FFH-Fischarten und Rundmäulern in Mecklenburg-Vorpommern: 1. Das Flußneunauge (*Lampetra fluviatilis* L. im Peenesystem).- *Natur und Naturschutz in Mecklenburg-Vorpommern*, 35 : 64–79.

Waterstraat A., Krappe M. & Spieß H.J. (2001): Artenmonitoring von Bach- und Flußneunauge in Mecklenburg-Vorpommern.-*Artenschutzreport*, 11: 45–50.

9.6.2 Rivierprik (*Lampetra fluviatilis*)

9.6.2.1 Verspreiding

Rivierprikken komen talrijk voor in de Schelde. In de Beneden-Zeeschelde worden vooral jonge dieren aangetroffen. Adulte paarijpe rivierprikken trekken tussen december en april de Zeeschelde op en komen dan vast te zitten onder de eerste stuwen van de Bovenschelde (Merelbeke en Asper). Een klein deel van de trekpopulatie kan niettemin ver doordringen in het stroomgebied van de Bovenschelde. De soort wordt ook waargenomen in de Ringvaart, de Leie, de Zwalm, de Rupel, de Grote Nete, de Kleine Nete, de Dijle en de Zenne. Ook in de Grensmaas wordt sporadisch een rivierprik gesignaleerd. De soort is ook gevangen in het Albertkanaal te Langerlo en het Boudewijnkanaal (achterhaven van Zeebrugge) en in de IJzermonding. (INBO, Vis Informatie Systeem). De paaiplaatsen en het paaisucces van de Vlaamse prikkenpopulaties zijn niet gekend (Maes & Ollevier 2005).



Figuur 21: Vindplaatsen van rivierprik (2001-2014) (bron: Vis Informatie Systeem (V.I.S.), INBO en waarnemingen.be, Natuurpunt).

9.6.2.2 Leefgebied

Jonge dieren groeien op in beken en rivieren met goede waterkwaliteit, waar ze zich in slibbanken ingraven en voeden met detritus, algen en kleine organismen. Na de metamorfose trekken de adulten zeewaarts. Ze verblijven er 2,5 tot 3,5 jaar in kustwateren en riviermondingen, waar ze - in tegenstelling tot de beekprik - een parasitair leven leiden op andere vissen (vnl. haring- en kabeljauwachtigen). Bij het aanbreken van de paaitijd trekken ze opnieuw naar de midden- en bovenlopen van rivieren om er eieren af te zetten in grof zandige tot kiezelachtige riviersedimenten op een diepte van 0,5 tot 1 m, waarna de dieren sterven.

Migratiebarrières kunnen de noodzakelijke migratie hinderen of onmogelijk maken. Hierbij zijn drempels hoger dan 15 cm moeilijk te nemen.

9.6.2.3 Methodiek

Populatie-densiteit:

- Adulten (naar Waterstraat *et al.* 2001): via het tellen van de vangst in schietfuisen (maaswijdte 8-11 mm) die gedurende 24 uren geplaatst worden in de stroming vlak onder migratiebarrières of, indien een visdoorgang aanwezig is, via het plaatsen van een bemonsteringsconstructie in deze visdoorgang.
- Larven (naar Waterstraat & Krappe 2000): in ondiepe riviertrajecten kan het aantal jaarlijks bepaald worden via elektrische bevissing met vlakke gelijkstroom en een ringanode (diameter 40 cm). Men bevist een geschikt leefgebied in transecten (50-200m, om de kilometer). De beviste oppervlakte moet ongeveer 5-10% van het geschikte leefgebied beslaan. Het resultaat wordt uitgedrukt als "geschatte densiteit" via een depletiemethode na minimum 3 opeenvolgende wegvangsten of als "CPUE" na minimum 2 opeenvolgende wegvangsten. In diepere riviertrajecten kan het aantal bepaald worden via het nemen van bodemstalen (ponar-grijper of venturi-pomp) en uitgeven (maaswijdte 1 mm) van grondstalen (30 stalen per transect).

Recente ontwikkelingen zoals de toepassing van eDNA metingen om de aanwezigheid van soorten na te gaan, lijken veelbelovend voor het in kaart brengen van de verspreiding (areaaluitbreiding), maar deze nieuwe methoden vergen nog verdere ontwikkeling.

Metapopulatiegrootte: rivierprik wordt beoordeeld op regionale tot Europese schaal (**categorie 3**, zie Tabel 2). Hierdoor is het niet zinvol om op schaal Vlaanderen genetische criteria voor duurzame metapopulaties te bepalen.

Leefgebied: wordt beschreven aan de hand van structurele, morfologische, fysische en chemische kenmerken

Monitoringstijdstip en -frequentie: de vangsten van adulten dienen te gebeuren tijdens de hoofdperiode van de trek (afhankelijk van plaats tot plaats in functie van de afstand tot het estuarium, debiet en temperatuur); voor de meeste Vlaamse monsterpunten zijn dit de maanden januari-februari. De juiste timing van de stroomopwaartse migratie is moeilijk te voorspellen. Daarom is het belangrijk om tijdens de hoofdperiode van de trek minstens om de 2 weken onder stuwen en wekelijks in visdoorgangen te bemonsteren. Elektrisch afvissen van de larven gebeurt bij voorkeur tussen augustus en oktober. Vissoorten kunnen zeer sterke schommelingen in dichtheid vertonen.

9.6.2.4 Opmerkingen

Larven van de rivierprik (ammocoetes) kunnen met het blote oog niet onderscheiden worden van larven van de beekprik. Onderscheid met de larven van de zeebek is mogelijk vanaf een lengte van 5 cm (Gardiner 2003). In gebieden waar beek- en rivierprik samen voorkomen, moet er daarom extra aandacht gaan naar het adulte stadium, vooral dan tijdens de reproductie. Ook kan het aanwenden van genetische technieken de soortidentificatie vergemakkelijken (bv. Mateus *et al.* 2013).

9.6.2.5 Beoordeling rivierprik

Referenties	Indicator	Gunstig	Ongunstig
Criterium: Toestand populatie			
Waterstraat & Krappe 2000; Steinmann <i>et al.</i> 2006	Populatiegrootte (densiteit in typische microbiotopen) van <i>ammocoetes</i>	≥ 0,5 ind./m ² (juvenielen en adulten)	< 0,5 ind./m ² (juvenielen en adulten)
Steinmann <i>et al.</i> 2006; Harvey & Cowx 2003; Cowx <i>et al.</i> 2009	Populatiestructuur (facultatief) van <i>ammocoetes</i>	≥ 2 lengteklassen aanwezig	< 2 lengteklassen aanwezig
Waterstraat <i>et al.</i> 2001; Steinmann <i>et al.</i> 2006	Aanwezigheid adulten Populatiegrootte van adulten	Steeds of regelmatig (minimum 1 op de 2 keer) aanwezig bij bemonstering in de reproductieperiode En Minstens één bemonstering waarbij minstens 10 individuen worden gevangen	Onregelmatig/ sporadisch (minder dan 1 op de 2 keer) aanwezig bij bemonstering in de reproductieperiode Of Geen enkele bemonsteringen met minstens 10 individuen in de vangst
Criterium: Kwaliteit leefgebied			
Maitland 2003	Input milieuvreemde stoffen of nutriënten en sedimentatie van fijn materiaal bij paaiplaatsen	Geen of gering, zonder zichtbare uitwerking	Aanzienlijk, met zichtbare gevolgen

Referenties	Indicator	Gunstig	Ongunstig
Criterion: Kwaliteit leefgebied (vervolg)			
Ivanova-Berg 1933; Lauterborn 1926; Wünstel et al. 1996 & 1998; Maitland 2003; Jang & Lucas 2005	Paaibiotop: Structuurrijke rivierstroken met grind en zandfractie en matige tot sterke stroming	Overall of regelmatig aanwezig	Sporadisch aanwezig
Kainua & Valtonen 1980; Maitland 2003; Igoe et al. 2004; Winter & Griffioen 2007	Opgroeibiotop: Stabiele zand/slibbanken met een matig aandeel detritus, enige waterplanten-bedecking	Overall of regelmatig aanwezig	Sporadisch aanwezig
Expertoordeel	Waterkwaliteit: BBI	≥ 8	< 8
Schneiders et al. 2009; Bohl 1993	Maximale watertemperatuur	< 18.5°C	> 18.5°C
Schneiders et al. 2009; Bohl 1993	Zuurstofgehalte	8-10 mg/l	< 8 mg/l
Kainua K & Valtonen T (1980) Eglite R (1958)	Stroomsnelheid	Larven: 1-50 cm s ⁻¹ Adulten: 1-2 m s ⁻¹	Niet aldus
Schneiders et al. 2009; Bohl 1993	Bodemsubstraat	Zandig sediment en organische afzettingen	Anders
Ojutkangas et al. 1995; Renaud 1997; Maitland 2003; Igoe et al. 2004	Ingrepen in de structuur van de waterbiotoop: rivierregulatie (rechttrekking, kanalisatie, oeverversteviging, slijk- en kruidruiming)	Geen of gering	Aanzienlijk
Ojutkangas et al. 1995; Renaud 1997; Maitland 2003	Ingrepen in de waterhuishouding: drainage, sluisbeheer, stuwen	Geen, of zeer sporadisch enigszins verlaagd waterpeil, maar slibbanken en/of paaibiotop komen nooit volledig droog te staan	Sporadisch tot frequent verlaagd waterpeil, slibbanken en/of paaibiotop komen één of meerdere keren droog te staan
Renaud 1997; Maitland 2003; Igoe et al. 2004	Migratiebarrières	Geen (grote) barrières of weinig (passeerbare) migratiebarrières aanwezig; doorgang slechts tijdelijk/ruimtelijk beperkt	Talrijke migratiebarrières aanwezig; doorgang onderbroken

9.6.2.6 Literatuur

Bohl E. (1993). Rundmäuler und Fische im Sediment - Ökologische Untersuchungen zur Bestands- und Lebensraumsituation von Bachneunauge (*Lampetra planeri*), Schlammpeitzger (*Misgurnus fossilis*) und Steinbeisser (*Cobitis taenia*) in Bayern. Berichte der Bayerischen Landesanstalt für Wasserforschung 22: 1-129.

Cowx I.G., Harvey J.P., Noble R.A. & Nunn A.D. (2009). Establishing survey and monitoring protocols for the assessment of conservation status of fish populations in river Special Areas of Conservation in the UK. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 19: 96-103.

Eglite R (1958). Feeding habits of river lamprey in the Latvian SSR. Gidrol. Issled., Tallinn. 1, 234-269.

Gardiner R. (2003). Identifying lamprey. A field key for sea, river and brook lamprey. Conserving Natura 2000 Rivers Conservation Techniques Series No. 4. English Nature, Peterborough.

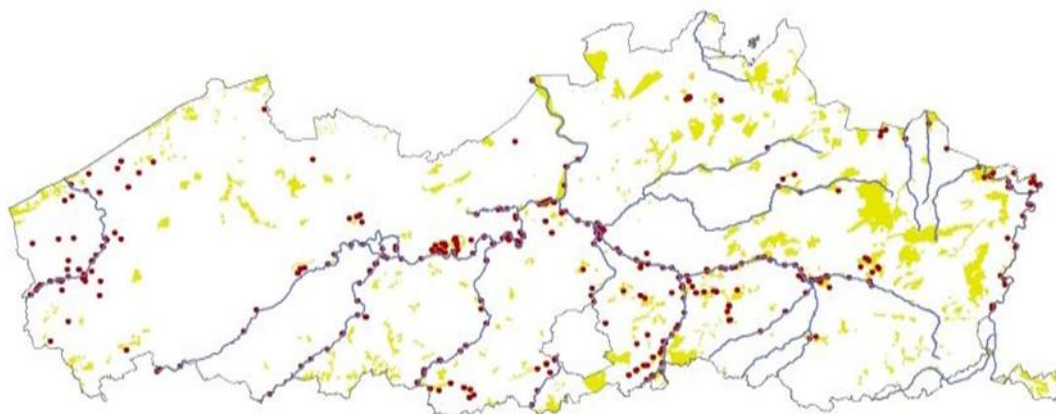
- Harvey J.P. & Cowx I.G. (2003). Monitoring the River, Brook and Sea Lamprey. Peterborough. 1-35 p.
- Igoe F., Quigley D. T. G., Marnell F., Meskell E., O'Connor W. & Byrne C. (2004). The sea lamprey *Petromyzon marinus* (L.), river lamprey *Lampetra fluviatilis* (L.) and brook lamprey *Lampetra planeri* (Bloch) in Ireland: general biology, ecology, distribution and status with recommendations for conservation. *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy* 104B(3):43-56.
- Ivanova-Berg M.M. (1933). Zur Biologie des Flußneunauges, *Lampetra fluviatilis* (L.). *Archiv für Hydrobiologie* 25:22-27.
- Jang M.H. & Lucas M.C. (2005). Reproductive ecology of the river lamprey. *Journal of Fish Biology* 66(2):499-512.
- Kainua K. & Valtonen T. (1980). Distribution and abundance of European river lamprey (*Lampetra fluviatilis*) larvae in three rivers running into Bothnian Bay, Finland. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37:1762-1779.
- Lauterborn R. (1926). Das Laichen des Flußneunauges (*L. fluviatilis* L.) in den Seitengewässern des Oberrheins. *Zoologischer Anzeiger* 68:142-146.
- Maes J. & Ollevier F. (2005). Impact van baggeractiviteiten in de Beneden-Zeeschelde op de ecologie van de zeeprik. Studierapport in opdracht van de Afdeling Maritieme Toegang. Leuven. 17 pp.
- Maitland P.S. (2003). Ecology of the river, brook and sea lamprey. *Conserving Natura 2000 Rivers Ecology Series No. 5*. English Nature, Peterborough.
- Mateus C.S., Stange M., Berner D., Roesti M., Quintella B.R., Alves M.J., Almeida P.R. & Salzburger W. (2013). Strong genome-wide divergence between sympatric European river and brook lampreys. *Current Biology* 23:R649-R650.
- Ojutkangas E., Aronen K. & Laukkanen E. (1995). Distribution and abundance of river lamprey (*Lampetra fluviatilis*) ammocoetes in the regulated river. Perhonjoki. *Regulated Rivers: Research and Management* 10:239-245.
- Renaud C. B. (1997). Conservation status of northern hemisphere lampreys. *Journal of Applied Ichthyology* 13:143-148.
- Schneiders A., Simoens I. & Belpaire C. (2009). Waterkwaliteitscriteria opstellen voor vissen in Vlaanderen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2009 (22). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Steinmann I., Waterstraat A., Klinger H., Schütz C. & Arzbach H.-H. (2006). Kriterien zur Bewertung des Erhaltungszustandes der Populationen des Flussneunauges *Lampetra fluviatilis* (LINNAEUS, 1758). In: Schnitter P., Eichen C., Ellwanger G., Neukirchen M. & Schröder E. Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland. p. 216-217. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Halle) . Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt in Zusammenarbeit mit dem Bundesamt für Naturschutz, Halle (Saale).
- Waterstraat A. & Krappe M. (2000): Beiträge zur Ökologie und Verbreitung von FFH-Fischarten und Rundmäulern in Mecklenburg-Vorpommern: 1. Das Flußneunauge (*Lampetra fluviatilis* L. im Peenesystem).- *Natur und Naturschutz in Mecklenburg-Vorpommern*, 35 : 64–79.
- Waterstraat A., Krappe M. & Spieß H.J. (2001): Artenmonitoring von Bach- und Flußneunauge in Mecklenburg-Vorpommern.-*Artenschutzreport*, 11: 45–50.
- Winter H.V. & Griffioen A. (2007). Verspreiding van rivierprik-larven in het Drentsche Aa stroomgebied. Wageningen IMARES. Rapport C015/07. 23pp.
- Wünstel A., Mellin A. & Greven H. (1996). Fortpflanzungsbiologie des Flußneunauges, *Lampetra fluviatilis* (L.), in der Dhünn, NRW. *Fischökologie* 10:11-46.
- Wünstel A., Weiß M. & Greven H. (1998). Sohlsubstrat und Laichplatzwahl des Flußneunauges *Lampetra fluviatilis* in einem anthropogen überformten Fluß Nordrhein-Westfalens. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ichthyologie* 1:225-240.

9.6.3 Bittervoorn (*Rhodeus sericeus amarus*)

9.6.3.1 Verspreiding

De bittervoorn is in Vlaanderen ruim verspreid. De soort komt voor in alle grote rivieren zoals de IJzer, Leie, Boven- en Zeeschelde, Dender, Demer, Dijle, Rupel, Zenne, Grote Nete en Grensmaas. De soort wordt het meest gevangen in het Dijlebekken, Demerbekken, het Beneden-Scheldebekken en het IJzerbekken. In het Leiebekken beperkt zijn aanwezigheid zich tot de Leie zelf en ook in het bekken van de Gentse Kanalen en de Brugse polders is zijn aanwezigheid zeer beperkt.

Ook op kanalen treft men bittervoorn regelmatig aan, o.a. Afleidingskanaal van de Leie, Kanaal van Brugge naar Sluis, Kanaal van Roeselare naar de Leie, Kanaal Plassendale-Duinkerke, Kanaal Ieper-IJzer, Kanaal Brussel-Rupel, Kanaal Leuven-Dijle, Kanaal Dessel-Schoten. De soort komt vaak voor op afgesloten waters zoals Oude Scheldearm Zonneput, Oude Leiearm Grammene, Donkmeer, Klein Zuunbekken, Grote vijver Mechelen, Spildoornvijver, De Volharding, Het Vinne, Schulensmeer en verschillende grindplassen van de Grensmaas. Wellicht is de verspreiding nog ruimer dan in de hierboven vermelde wateren.



Figuur 22: Vindplaatsen van bittervoorn (1995-2014) (bron: Vis Informatie Systeem (V.I.S.), INBO en waarnemingen.be, Natuurpunt).

9.6.3.2 Leefgebied

Deze ostracofiele soort is gebonden aan wateren waar zoetwatermossels van het geslacht *Unio* of *Anodonta* voorkomen, zoals vijvers, plassen, sloten en afgesloten riviermeanders met goed ontwikkelde waterplantenvegetatie (cf. habitatype 3150) en oeverzones van traagstromende beken en rivieren met een goede tot vrij goede waterkwaliteit (cf. habitatype 3260). De visjes zoeken de beschutting van waterplanten op, waar ze vooral van plantaardig materiaal en detritus leven (sporadisch ook zoöplankton en kleine ongewervelden). De eitjes worden via een legbuis afgezet in een zoetwatermossel en ontwikkelen tussen de kieuwen van deze gastheer. De larven verlaten pas enkele weken na het uitkomen de veilige omgeving van de mossel.

Het periodiek droogleggen van vijvers waarin bittervoorn voorkomt is nefast voor deze soort. Indien deze maatregel niettemin toch wordt uitgevoerd dienen voorafgaand grote zoetwatermossels en bittervoorn getransloceerd te worden.

9.6.3.3 Methodiek

Populatiedensiteit (naar Steinmann *et al.* 2006): puntbevissing in geschikt leefgebied via elektrovisserij (ringanode, 40 cm doorsnee) in de late zomer (augustus-september). In stilstaande kleine wateren (< 1 ha) gebeurt de puntbevissing in ongeveer 5 stroken met telkens 50 staalnamepunten; in grotere wateren bevist men ongeveer 10 stroken met telkens 50 staalnamepunten. Of de densiteit wordt bepaald via afvissing in stroken, afvissing met sleepnetten, of afvissing met dubbele schietfuiken. Bij afvissing in stroken, afvissing met sleepnetten of afvissing met schietfuiken wordt een inschatting van de populatiegrootte gemaakt via een depletiemethode of als CPUE (i.e. "Catch Per Unit of Effort") na minimum 2 opeenvolgende wegvangsten of via vangst-merk-hervangstmethode.

Metapopulatiegrootte: Bittervoorn heeft een maximale leeftijd van c. 6 jaar, en een gemiddelde generatieduur van 2 tot 3 jaar (Przybylski & García-Berthou 2004; Tarkan *et al.* 2005). De minimale effectieve (meta)populatiegrootte waarbij minstens 95% van de genetische diversiteit blijft behouden over een periode van 100 jaar ($N_c = 10 * N_{e95}$), wordt voor deze soort geschat op $N_{e95}=390$. Deze soort wordt dus beoordeeld op lokale schaal (**categorie 1**, zie Tabel 2). *Leefgebied*: wordt beschreven aan de hand van structurele, morfologische, fysische en chemische kenmerken

Monitoringstijdstip en -frequentie: bevissing gebeurt algemeen in de late zomer (augustus-september). Vissoorten kunnen zeer sterke schommelingen in densiteit vertonen.

9.6.3.4 Opmerkingen

Synoniem: *Rhodeus amarus* Bloch, 1782.

9.6.3.5 Beoordeling bittervoorn

Referenties	Indicator	Gunstig	Ongunstig
Criterium: Toestand populatie			
Steinmann <i>et al.</i> 2006	Populatiegrootte (densiteit) ⁽¹⁾	$\geq 0.25 \text{ ind./m}^2$ ⁽²⁾ Of $\geq 400 \text{ ind./ha}$ ⁽³⁾	$< 0.25 \text{ ind./m}^2$ ⁽²⁾ Of $< 400 \text{ ind./ha}$ ⁽³⁾
Steinmann <i>et al.</i> 2006	Populatiestructuur	Juvenielen (0+) en verdere lengteklassen aanwezig	Één enkele leeftijdsgroep
Mergeay 2012	Metapopulatiegrootte ($N_c = 10 * N_{e95}$)	≥ 3900 adulte individuen	< 3900 adulte individuen
Criterium: Kwaliteit leefgebied			
Reynolds & Guillaume 1998	Eutrofiëring	Geen of slechts lokaal zware organische belasting ($< 500 \mu\text{g L}^{-1}$) met aanhoudende zuurstoftekorten aanwezig	Ruim verspreide organische belasting aanwezig ($> 500 \mu\text{g L}^{-1}$)
Wohlgemuth 1981; Schneiders <i>et al.</i> 2009	Maximale watertemperatuur	$< 24^\circ\text{C}$	$> 24^\circ\text{C}$
De Vliëger & Dufraing 1995; Mills & Reynolds 2004	Zuurstofgehalte water	$\geq 8 \text{ mg/l}$	$< 8 \text{ mg/l}$
Steinmann <i>et al.</i> 2006	Zuurstofgehalte waterbodem	Aëroob	Gedeeltelijk anaëroob
Mills & Reynolds 2004; Smith <i>et al.</i> 2004	Aanwezigheid zoetwatermossels	Regelmatig aanwezig, evt. in uitgestrekte velden	Zelden of afwezig
Steinmann <i>et al.</i> 2006	Waterplanten	Vegetaties regelmatig aanwezig, evt. in uitgestrekte velden	Slecht ontwikkelde vegetaties
Steinmann <i>et al.</i> 2006	Plaatsen met stilstaand water (in stromende waterlichamen)	Regelmatig aanwezig (in delen ontbrekend)	Enkel in sommige delen aanwezig
Steinmann <i>et al.</i> 2006	Ruimingen	Geen of gering	Intensief

Referenties	Indicator	Gunstig	Ongunstig
Criterium: Kwaliteit leefgebied (vervolg)			
Steinmann <i>et al.</i> 2006	Waterbouwkundige ingrepen (rechttrekking, kanalisatie, oeverversteving)	Geen tot gering	Aanzienlijk

¹ Indien de indicatoren verbonden door de operator 'of' tot een tegengesteld oordeel leiden, geldt steeds het minst gunstige resultaat

² puntbevising

³ strokenbevising (i.e. ook stroken die niet geschikt zijn voor bittervoorn worden meegenomen)

9.6.3.6 Literatuur

De Vlioger V. & Dufraing L. (1995). Kweek van water- en oeverplanten, de bittervoorn en zoetwatermosselen in de viskwekerijen van het Vlaamse Gewest. Deel 1: kweek van bittervoorn en zoetwatermossel. Rijksuniversiteit Gent, Gent.

Mergeay J. (2012). Afwegingskader voor de versterking van populaties van Europees beschermde soorten. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. (INBO.A.2012.141), Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Mills S.C. & Reynolds J.D. (2004). The importance of species interactions in conservation: the endangered European bitterling *Rhodeus sericeus* and its freshwater mussel hosts. *Animal Conservation* 7: 257-263.

Przybylski M. & García-Berthou E. (2004). Age and growth of the European bitterling (*Rhodeus sericeus*) in the Wieprz-Krzna Canal, Poland. *Ecology and Hydrobiology* 4:207-213.

Reynolds J.D. & Guillaume H.P. (1998). Effects of phosphate on the reproductive symbiosis between bitterling and freshwater mussels: implications for conservation. *Journal of Applied Ecology* 35(4): 575-581.

Schneiders A., Simoens I. & Belpaire C. (2009). Waterkwaliteitscriteria opstellen voor vissen in Vlaanderen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2009 (22). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Smith C., Reichard M., Jurajda P. & Przybylski M. (2004). The reproductive ecology of the European bitterling (*Rhodeus sericeus*). *Journal of Zoology* 262: 107-124.

Steinmann I., Klingner H. & Schütz C. (2006). Kriterien zur Bewertung des Erhaltungszustandes der Populationen des Bitterlings *Rhodeus amarus* (BLOCH, 1782). In: Schnitter P., Eichen C., Ellwanger G., Neukirchen M. & Schröder E. Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland. p. 223-224. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Halle) . Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt in Zusammenarbeit mit dem Bundesamt für Naturschutz, Halle (Saale).

Tarkan A.S., Gaygusuz Ö., Gürsoy C. & Acipinar H. (2005). Life History Pattern of an Eurasian Cyprinid, *Rhodeus amarus*, in a Large Drinking-Water System (Ömerli Dam Lake-Istanbul, Turkey) *Journal of Black Sea/Mediterranean Environment* 11:205-224.

Wohlgemuth E. (1981) Některe vlastnosti populace hořavki duhove (*Rhodeus sericeus amarus*) zřeky Jihlavy. *Acta Sci. Nat. mus. Moraviae Occidentalis in Třebíč* 12: pp. 29-34.

9.6.4 Grote modderkruiper (*Misgurnus fossilis*)

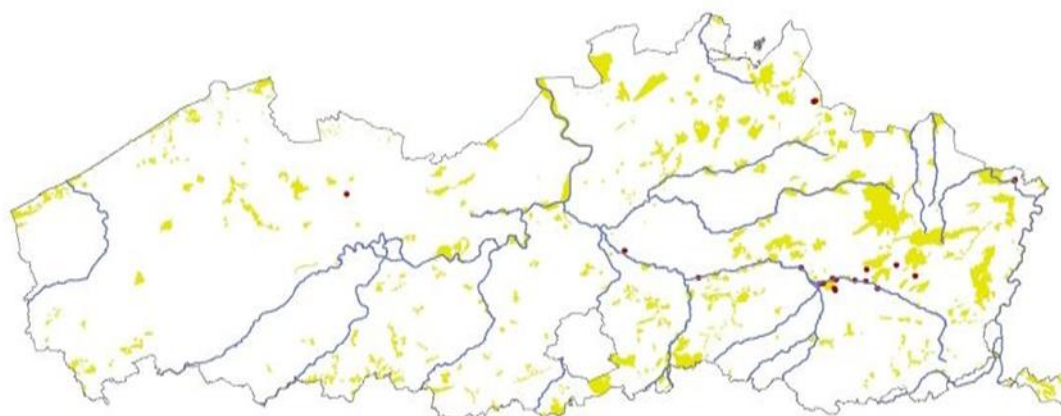
9.6.4.1 Verspreiding

De grote modderkruiper werd bij recente inventarisaties van beken en rivieren in Vlaanderen slechts zeer zelden aangetroffen en steeds in geringe aantallen.

In de voorbije jaren werd de soort waargenomen op de Demer, de Wamp, in het Netebekken en de Renne in het Maasbekken alsook in het sloten en broeksysteem in het natuurreserveaat het Goorken in Arendonk.

In de jaren negentig waren nog waarnemingen op de Herk, de Houwersbeek, het Snijken, het Schulensmeer en een exemplaar op de Lieve (Oost-Vlaanderen).

Ook zijn er meldingen bekend in vijvers van het domein van Bokrijk, visvijvers te Zonhoven en vijvers van Terlamen (Zolder). Sporadische vangsten zijn bekend uit de jaren tachtig in een aantal kleinere beken in het Dijle- en Demerbekken (Platte Beek en Laakbeek), het Netebekken (Kleine beek, Witte Nete, Desselse Nete, Wamp en het Maasbekken (Grote Renne).



Figuur 23: Vindplaatsen van grote modderkruiper (1994-2012) (bron: Vis Informatie Systeem (V.I.S.), INBO en waarnemingen.be, Natuurpunt).

9.6.4.2 Leefgebied

De grote modderkruiper komt voor in zowel traag stromend als stilstaand, ondiep en plantenrijk water met een goede waterkwaliteit, een dikke modderlaag en veel plantenresten. Het betreft zowel plassen, vijvers, sloten als kanalen (cf. habitatype 3150). Kenmerkend is dat andere vissoorten slechts in lage aantallen voorkomen. Overdag leeft deze vis ingegraven in de modder; 's nachts wordt in de bodem op allerlei ongewervelden gejaagd. Vooral in zuurstofarme wateren ademt hij grotendeels via de darm, die als een soort long fungeert.

9.6.4.3 Methodiek

Populatiedensiteit (naar Steinmann *et al.* 2006): puntbevissing in geschikt leefgebied door middel van elektrovisserij (met ringanode 40 cm diameter). In stilstaande kleine wateren (< 1 ha) gebeurt de puntbevissing langsheen ongeveer 5 stroken met telkens 50 staalnamepunten, voor grotere waterlichamen langsheen ongeveer 10 stroken met telkens 50 staalnamepunten. Of de densiteit wordt bepaald door strookbevissing en ingeschat via een depletie methode of als CPUE (i.e. "Catch Per Unit of Effort") na minimum 2 opeenvolgende wegvangsten. Eventueel kunnen (amfibieën)fuiken of handschepnetten gebruikt worden.

Na ruimingswerken kan ook het slib gescreend worden op de aanwezigheid van grote modderkruiper.

Recente ontwikkelingen zoals de toepassing van e-DNA metingen om de aanwezigheid van soorten na te gaan, lijken veelbelovend voor het in kaart brengen van de verspreiding (areaaluitbreiding), maar deze nieuwe methoden nog verdere ontwikkeling.

Metapopulatiegrootte : deze soort is doorgaans tetraploïd (Raicu & Taisescu 1972), maar kent vaak ook populaties met triploïde, tetraploïde en aneuploïde individuen (Drozd *et al.* 2010). Tetraploïde individuen kunnen een normale Mendeliaanse overerving te kennen (Boron 2000), hetgeen ook het geval lijkt voor populaties uit Tsjechië (Mendel *et al.* 2008). Populaties van gemengde ploïdie bestaan waarschijnlijk uit seksuele individuen vermengd met gynogenetische vrouwtjes (Lamatsch & Stöck 2009; Drozd *et al.* 2010). Het is momenteel niet duidelijk welke voortplantingswijze gebruikt wordt in Belgische populaties, en in welke mate het mogelijk is om genetische criteria voor de minimale populatiegrootte te gebruiken en toe te passen. We gaan voorzichtigheidshalve uit van seksuele populaties. Bij een generatieduur van 7 jaar bedraagt de de minimale effectieve metapopulatiegrootte, $N_{e95}=139$. Deze soort wordt dus beoordeeld op lokale schaal (**categorie 1**, zie Tabel 2).

Leefgebied: wordt beschreven aan de hand van structurele, morfologische, fysische en chemische kenmerken

Monitoringstijdstip en -frequentie: bevissing gebeurt algemeen in de late zomer (augustus-september). Vissoorten kunnen zeer sterke schommelingen in densiteit vertonen.

9.6.4.4 Beoordeling grote modderkruiper

Referenties	Indicator	Gunstig	Ongunstig
Criterium: Toestand populatie			
Steinmann <i>et al.</i> 2006	Populatiegrootte (densiteit)	≥ 50 ind./ha	< 50 ind./ha
Mergeay 2012	Metapopulatiegrootte ($N_c = 10 * N_{e95}$)	≥1390 volwassen individuen	< 1390 volwassen individuen
Criterium: Kwaliteit leefgebied			
Schouten 1992; Meyer & Hinrichs 2000	Vlakdekkende submerse vegetatie en luchtige modderbodem (> 20 cm dik) op zandige ondergrond	Quasi overal aanwezig, of regelmatig aanwezig en slechts ontbrekend in deelstroken	Slechts fragmentair aanwezig
Schouten 1992	Waterdiepte	< 1 m	> 1 m
Schouten 1992; Meyer & Hinrichs 2000	Stroomsnelheid	< 0.1 m s ⁻¹	> 0.1 m s ⁻¹
Steinmann <i>et al.</i> 2006	Ruimingen (vnl. waterbodem en vegetatie)	Geen, of voorzichtige, gefaseerde ruimingen ⁽¹⁾	Intensieve ruimingen en onderhoud waterloop
Steinmann <i>et al.</i> 2006	Natuurlijkheid waterloop	Natuurlijk primair leefgebied ⁽²⁾ , evt. structuurarme deelstroken	Structuurarm
Van Liefveringe & Meire 2003; Schneiders <i>et al.</i> 2009	Maximale watertemperatuur	< 24°C	> 24°C
Van Liefveringe & Meire 2003; Schneiders <i>et al.</i> 2009	Zuurstofgehalte	> 2 mg/l	< 2 mg/l
Schouten 1992; Van Liefveringe & Meire 2003	Zuurtegraad (pH)	6.5-9	< 6.5
Meyer & Hinrichs 2000	Afstand tot geschikt nabijgelegen leefgebied	≤ 300 m	> 300 m

Referenties	Indicator	Gunstig	Ongunstig
Criterium: Kwaliteit leefgebied (vervolg)			
Steinmann <i>et al.</i> 2006	Waterbouwkundige ingrepen en/of obstructies in de waterloop	Geen, of zonder negatieve invloed	In verschillende delen van de waterloop met negatieve impact

¹ Niet vóór eind september vanwege de late paaiperiode (april-juni), lokaal hoge densiteiten en de „droogteslaap“ in de zomer (Van Liefferinge & Meire 2003)

² Stilstaande wateren in overstromingsvlaktes van riviersystemen (Van der Winden *et al.* 2002).

9.6.4.5 Literatuur

Boron A. (2000). Cytogenetic characterization of the loaches of the genera *Sabanejewia*, *Misgurnus* and *Barbatula* (Pisces, Cobitidae) *Folia Zoologica* 49:37-44.

Drozd B., Flajshans M., Rab, P. (2010) Sympatric occurrence of triploid, aneuploid and tetraploid weatherfish *Misgurnus fossilis* (Cypriniformes, Cobitidae). *Journal of Fish Biology* 9: 2163 - 2170

Lamatsch D. & Stöck M. (2009). Sperm-Dependent Parthenogenesis and Hybridogenesis in Teleost Fishes. In: Schön I., Martens K., Van Dijk P. (editors). *Lost Sex: Springer Science + Business Media B.V.* p 399-432.

Mendel J., Lusk S., Kosco J., Vetesnik L., Halacka K. & Papousek I. (2008). Genetic diversity of *Misgurnus fossilis* populations from the Czech Republic and Slovakia. *Folia Zoologica* 57:90-99.

Mergeay J. (2012). Afwegingskader voor de versterking van populaties van Europees beschermde soorten. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. (INBO.A.2012.141), Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Meyer L. & Hinrichs D. (2000). Microhabitat preferences and movements of the weatherfish, *Misgurnus fossilis*, in a drainage channel. *Environmental Biology of Fishes* 58(3): 297-306.

Raicu P. & Taiseescu E. (1972). *Misgurnus fossilis*, a tetraploid fish species. *Journal of Heredity* 63:92-94.

Schneiders A., Simoens I. & Belpaire C. (2009). Waterkwaliteitscriteria opstellen voor vissen in Vlaanderen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2009 (22). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Schouten W.J. (1992). Habitatgeschiktheidsindex model. De grote modderkruiper *Misgurnus fossilis* L. Organisatie ter verbetering van de Binnenvisserij, Nieuwegein.

Steinmann I., Klinger H., Schütz C. & Arzbach H.-H. (2006). Kriterien zur Bewertung des Erhaltungszustandes der Populationen des Schlammpeitzgers *Misgurnus fossilis* (LINNAEUS, 1758). In: Schnitter P., Eichen C., Ellwanger G., Neukirchen M. & Schröder E. Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland. p. 220-220. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Halle) . Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt in Zusammenarbeit mit dem Bundesamt für Naturschutz, Halle (Saale).

Van der Winden J., Krijgsveld K., Van Eekelen R. & Soes D.M. (2002). Het succes van de Zouweboezem als foerageergebied voor purperreigers. Grote modderkruiper is een belangrijke prooi in dynamisch moeras. Rapport Bureau Waardenburg nr. 02-081. Vogelbescherming Nederland.

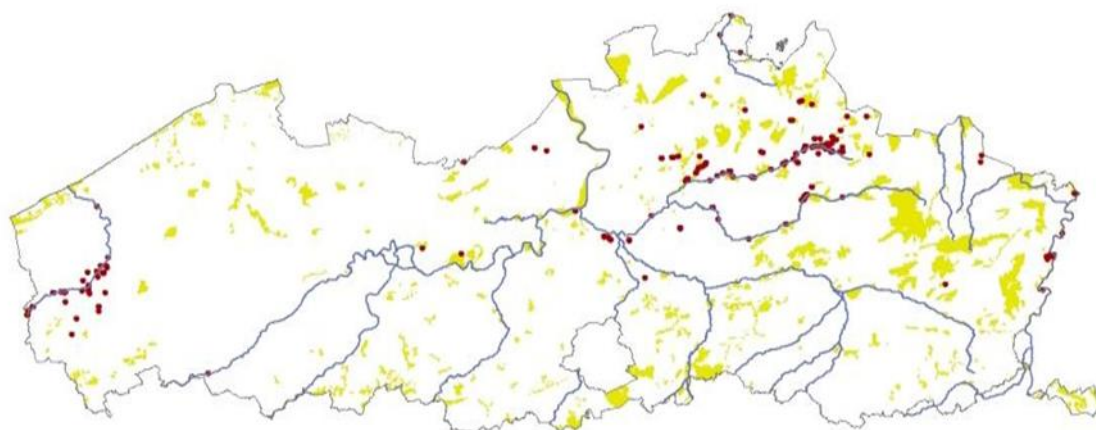
Van Liefferinge C. & Meire P. (2003). Onderzoek naar het voorkomen van de grote modderkruiper in Vlaanderen en meer specifiek naar de populatiegrootte en de overlevingskansen in het natuurreervaat het Goorken te Arendonk. Rapport ECOBE 03-R55. Administratie Milieu-, Natuur-, Land- en Waterbeheer, afdeling Natuur, Antwerpen.

9.6.5 Kleine modderkruiper (*Cobitis taenia*)

9.6.5.1 Verspreiding

In heel wat beken gelegen in het bekken van de Kleine Nete wordt kleine modderkruiper regelmatig gevangen: Kleine Nete, Molenbeek, Klein beek, Klein Wilboerebeek, Grote Calie, Breyloop, Rode Loop, Wamp, Loeijense Nete, Desselse Neet, Zwarte Neet, Voorste Neet, Achterste Neet, Dalemansloop en de Zeggeloop. In het bekken van de Grote Nete wordt de soort aangetroffen op de Grote Nete, de Molse Nete en de Scherpenbergloop.

De laatste jaren zijn er meer en meer vangsten in het IJzerbekken, op de IJzer maar ook in de Heidebeek, Poperingevaart, Kimmelbeek, Stenensluisvaart, Martjesvaart, Houtensluisvaart en Reepdijk. In het Maasbekken vinden we de soort in de Mark, het Merkske en ook op de Hammonterbeek. Zeer recent werd de soort ook op de Grensmaas gevangen. Sporadische vondsten zijn bekend van enkele beken in het Beneden-Scheldebekken, op de Zuidelijke watergang, de waterloop van de Hoge Landen, het Groot Schijn en de Laarse beek. De soort werd ook één maal gevangen op de Leie. Verder wordt de soort in Vlaanderen geregeld opgemerkt in vijvers, al betreft het meestal slechts enkele exemplaren, o.a. de Rauwput (Mol), Hazewinkel, het Groene Wiel, het Fort van Walem, de Melleput, en de Oude Maas Stokkem.



Figuur 24: Vindplaatsen van kleine modderkruiper (1996-2014) (bron: Vis Informatie Systeem (V.I.S.), INBO en waarnemingen.be, Natuurpunt).

9.6.5.2 Leefgebied

De kleine modderkruiper is een typische bodembewoner van beken en rivieren (cf. habitatype 3260), maar ook van sloten en vijvers met een zandbodem en een goede waterkwaliteit (cf. habitatypen 3150 en 3140). Overdag zit dit visje ingegraven in het substraat. Dit substraat mag ook een modderpakket zijn, maar er moet dan wel een zandig of stenig substraat in de buurt zijn als paaiplaats. Dit visje is vooral actief bij schemering en 's nachts en voedt zich door substraat op te zuigen en er de plantaardige en dierlijke voedseldeeltjes uit te zeven.

9.6.5.3 Methodiek

Populatiedensiteit (naar Steinmann *et al.* 2006): puntbevissing door middel van elektrovisserij (met ringanode 40 cm diameter) in de typische habitat. De puntbevissing gebeurt in kleine stilstaande waterlichamen (< 1 ha) langsheen ongeveer 5 stroken met telkens 50 staalnamepunten; in grotere waterlichamen langsheen ongeveer 10 stroken met telkens 50 staalnamepunten. Of de densiteit wordt bepaald door strookbevissing en ingeschat via een depletiemethode of als CPUE (i.e. "Catch Per Unit of Effort") na minimum 2 opeenvolgende wegvangsten.

Recente ontwikkelingen zoals de toepassing van e-DNA metingen om de aanwezigheid van soorten na te gaan, lijken veelbelovend voor het in kaart brengen van de verspreiding (areaaluitbreiding), maar deze nieuwe methoden vergen nog verdere ontwikkeling.

Metapopulatiegrootte: de voortplantingswijze van de kleine modderkruiper is soms complex. Deze soort is doorgaans tetraploïd en bestaat naast seksuele individuen soms ook uit asexuele individuen (Janko *et al.* 2012). In Vlaanderen zijn de populaties uit het IJzerbekken volledig seksueel, terwijl deze uit het Netebekken en Maasbekken bestaan uit volledig seksuele tot volledig asexuele populaties (De Gelas 2008). Asexuele individuen zijn triploïde of tetraploïde gynogenetische hybriden van de kleine modderkruiper (*C. taenia*) en de centraal-Europese soort *C. elongatoides*, en soms zelfs hybriden met drie oudersoorten (incl. *C. tanaitica*) (Lamatsch & Stöck 2009; J. Herder, pers. comm.). In gemengde populaties zijn asexuele gynogenetische wijfjes afhankelijk van het sperma van seksuele mannetjes, waardoor altijd seksuele individuen noodzakelijk blijven. De minimale effectieve populatiegrootte voor behoud van genetische diversiteit over 100 jaar bij seksuele populaties, bij een gemiddelde generatieduur van 4 jaar (Boron *et al.* 2008) is $N_{e95} = 244$. Deze soort wordt dus beoordeeld op lokale schaal (**categorie 1**, zie Tabel 2).

Leefgebied: wordt beschreven aan de hand van structurele, morfologische, fysische en chemische kenmerken

Monitoringstijdstip en -frequentie: Bevisning gebeurt algemeen in de late zomer (augustus-september). Vissoorten kunnen zeer sterke schommelingen in densiteit vertonen.

9.6.5.4 Opmerking

Van de kleine modderkruiper zijn slechts zeer kleine migratieafstanden bekend. Niettemin is versnippering van habitat waar de soort aanwezig is, nefast voor een goede staat van instandhouding.

9.6.5.5 Beoordeling kleine modderkruiper

Referenties	Indicator	Gunstig	Ongunstig
Criterium: Toestand populatie			
Steinmann <i>et al.</i> 2006	Populatiegrootte (densiteit)	≥ 350 ind./ha	< 350 ind./ha
Steinmann <i>et al.</i> 2006	Populatiestructuur	Juvenielen (0+) en verdere lengteklassen aanwezig	Slechts één leeftijdsgroep aanwezig
Mergeay 2012	Metapopulatiegrootte ($N_c = 10 * N_{e95}$)	≥ 2440	< 2440
Criterium: Kwaliteit leefgebied			
Expertoordeel	Waterkwaliteit	Geen, of slechts plaatselijke organische belasting aanwezig	Ruim verspreide organische belasting aanwezig
Seeuws 1999	Stroomsnelheid ⁽¹⁾	Boven substraat: $0.05-0.20 \text{ m s}^{-1}$ Aan oppervlakte: $0.17-0.35 \text{ m s}^{-1}$	Boven substraat: $> 0.20 \text{ m s}^{-1}$ Aan oppervlakte: $> 0.35 \text{ m s}^{-1}$
Lenders <i>et al.</i> 1997; Verreycken <i>et al.</i> 1995	Zuurtegraad (pH)	≥ 6.75	< 6.75
Slavík & Ráb 1996; Seeuws 1999; Steinmann <i>et al.</i> 2006	Paaibiotop: ondiepe, traagstromende tot stilstaande, heldere en zuurstofrijke wateren met zandig substraat Opgroeihabitat: heldere en zuurstofrijke wateren met dikke sliblaag	Regelmatig aanwezig, ontbrekend in deelstroken	Slechts in deelstroken aanwezig
Steinmann <i>et al.</i> 2006	Ruimingen	Ruimingen vermijden ⁽²⁾	Intensieve ruimingen en onderhoud waterloop

Referenties	Indicator	Gunstig	Ongunstig
Criterium: Kwaliteit leefgebied (vervolg)			
Steinmann <i>et al.</i> 2006	Natuurlijkheid	Natuurlijk biotoop ⁽³⁾ (evt. gedeeltelijk verstoord) of secundair biotoop ⁽⁴⁾	Verstoord biotoop
Steinmann <i>et al.</i> 2006	Waterbouwkundige ingrepen en/of obstructies in de waterloop	Geen, of zonder negatieve invloed	In verschillende delen van de waterloop met negatieve impact

¹ De kleine modderkruiper komt echter ook voor in stilstaande wateren binnen Vlaanderen (Seeuws 1999).

² Ruimingen kunnen vermeden worden door oeverstroken te beplanten waardoor de instroom van nutriënten vermindert en de plantengroei in het water geïnhibeerd wordt door verminderde lichtinval.

³ Natuurlijk meanderende waterloop met zich verplaatsend zand en plekgewijze aanwezigheid van watervegetatie

⁴ Gereguleerde waterlopen met zandig substraat en watervegetatie die zorgt voor plaatsen met zowel geringe (paaibiotoop) als hogere stroomsnelheden (opgroeibiotoop)

9.6.5.6 Literatuur

Boron A., Jelen I., Juchno D., Przybylski M. & Borzuchowska E. (2008). Age and growth of the karyologically identified spined loach *Cobitis taenia* (Teleostei, Cobitidae) from a diploid population. *Folia Zoologica* 57:155-161.

Bruylants B., Vandellanoot A. & Verheyen R.F. (1989). De vissen van onze Vlaamse beken en rivieren: hun ecologie, verspreiding en bescherming. WEL v.z.w., Antwerpen.

De Gelas K. (2008). Kleine modderkruiper: niet zuiver op de graat. INBO Nieuwsbrief Januari 2008.

Janko K., Kotusz J., De Gelas K., Šlechtová V., Opoldusová Z., Drozd P., Choleva L., Popiołek M. & Baláž M. (2012). Dynamic Formation of Asexual Diploid and Polyploid Lineages: Multilocus Analysis of *Cobitis* Reveals the Mechanisms Maintaining the Diversity of Clones. *PLoS ONE* 7:e45384.

Lamatsch D. & Stöck M. (2009). Sperm-Dependent Parthenogenesis and Hybridogenesis in Teleost Fishes. In: Schön I., Martens K., Van Dijk P. (editors). *Lost Sex*: Springer Science + Business Media B.V. p 399-432. Lenders H.J.R., Leuven R.S.E.W., Nienhuis P.H. & Schoof D.J.W. (1997). *Handboeken Milieukunde 2. Natuurbeheer en -ontwikkeling*. Uitgeverij Boom, Amsterdam.

Mergeay J. (2012). Afwegingskader voor de versterking van populaties van Europees beschermde soorten. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. (INBO.A.2012.141), Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Seeuws P. (1999). Ecologie en habitatpreferentie van beschermde vissoorten: soortbeschermingsplan voor de kleine modderkruiper. Universitaire Instelling Antwerpen in opdracht van AMINAL Natuur, Antwerpen.

Slavík O. & Ráb P. (1996). Life history of spined loach, *Cobitis taenia*, in an isolated site (Psovka Creek, Bohemia). *Folia Zoologica* 45(3): 247-252.

Steinmann I., Klinger H. & Schütz C. (2006). Kriterien zur Bewertung des Erhaltungszustandes der Populationen des Steinbeißers *Cobitis taenia* (LINNAEUS, 1758). In: Schnitter P., Eichen C., Ellwanger G., Neukirchen M. & Schröder E. *Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland*. p. 206-206. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Halle) . Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt in Zusammenarbeit mit dem Bundesamt für Naturschutz, Halle (Saale).

Verreycken H., Roelants I., Noterdaeme L., Belpaire C. & Ollevier F. (1995). Artificiële reproductie van *Cobitis taenia* (kleine modderkruiper) en *Misgurnus fossilis* (grote modderkruiper) in functie van een mogelijke herintroductie van bedreigde vissoorten in Vlaanderen. Interne rapporten van het Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer - sectie visserij 1995(037). Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer, Hoeilaart.

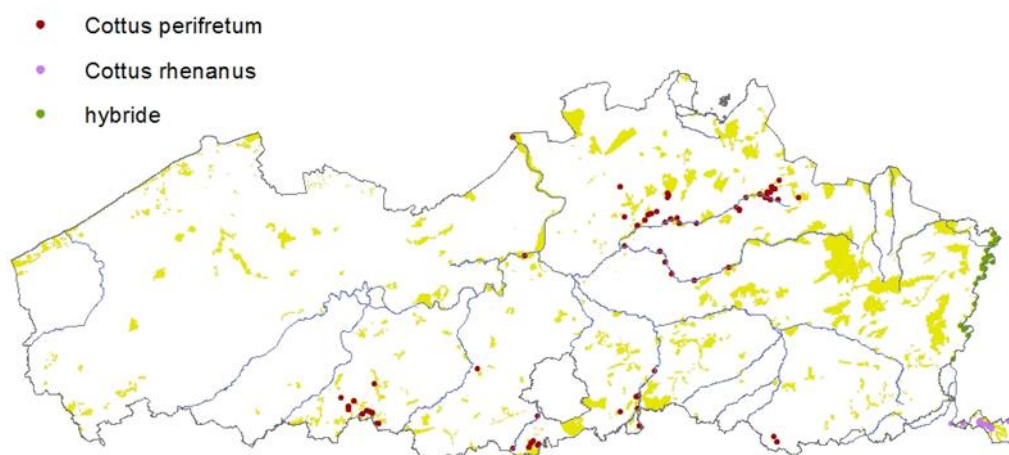
Wils C., Coeck J., Bervoets L. & Verheyen R.F. (1990). De invloed van R.W.Z.I. Dessel op de waterkwaliteit en de levensgemeenschappen van de Witte Nete. *Water: tijdschrift over waterproblematiek* 55: 249-254.

9.6.6 Rivierdonderpad/Beekdonderpad (*Cottus perifretum*, *Cottus rhenanus*, en hybriden)

9.6.6.1 Verspreiding

Genetisch onderzoek heeft uitgewezen dat rivierdonderpad (*Cottus gobio* sensu lato) uit meerdere soorten bestaat waarvan in Vlaanderen *Cottus perifretum* (rivierdonderpad) en *Cottus rhenanus* (beekdonderpad) voorkomen. De opsplitsing tussen *C. perifretum* en *C. rhenanus* is ca. 1 miljoen jaar oud. (Freyhof *et al.* 2005). In het Scheldebekken vinden we (op één accidenteel geïntroduceerde populatie van *C. gobio* s.s. na) uitsluitend *C. perifretum* terug, terwijl *C. rhenanus* beperkt is tot het Rijn- en Maasbekken. Van oorsprong kwam zuivere *C. perifretum* ook voor in het stroomafwaartse deel van het Rijnbekken in Nederland. Sinds ca. 200 jaar zijn er evenwel hybriden *C. perifretum* x *rhenanus* ontstaan in het Rijnbekken, die zowel het Rijnbekken als het Maasbekken stroomopwaarts hebben ge(her)koloniseerd (Nolte *et al.* 2005; Stemshorn *et al.* 2011). Intussen bestaan de Nederlandse populaties van het Rijn- en Maasbekken, op enkele bovenloopjes uit het Maasbekken na, volledig uit deze hybride.

Morfologische identificatiekenmerken van Freyhof *et al.* (2005) lijken niet sluitend (B. Hänfling, pers. comm.). Voorlopig geven enkel genetische analyses uitsluitsel over de identiteit, inclusief identificatie van hybriden. Deze hybride wordt formeel nog steeds tot de soort *C. perifretum* gerekend (Nolte *et al.* 2005).



Figuur 25: Vindplaatsen van rivierdonderpad (1993-2014) (bron: Vis Informatie Systeem (V.I.S.), INBO en waarnemingen.be, Natuurpunt).

Het zwaartepunt van de verspreiding van *C. perifretum* bevindt zich in het Netebekken, met name in het deelbekken van de Kleine Nete, de Moerbeek, Molenbeek-Bollaak, Kleine beek, Klein Wilboerebeek, Boshovenloop, Delfte beek, De Aa, Desselse Nete, Zwarte Nete en Voorste Nete. In het deelbekken van de Grote Nete, beperkt de aanwezigheid zich voorlopig tot de Grote Nete zelf. In het Benedenscheldebekken komt de soort voor in de Zeeschelde en ook in de Zwanebeek. In het Demerbekken is een relictpopulatie in de Dorpbronbeek (zijloop Kleine Gete) aanwezig, die als bron heeft gediend voor herinfectie in de Zevenbronnenbeek, Schoorbroekbeek, en Waarbeek-Deesbeek. Deze nieuwe vindplaatsen betreffen herinfecties. In het Zennebekken komt de soort voor in de beken rond het Hallerbos, de Steenputbeek, Kapittelbeek, de Rilroheidebeek en de Zoniënbosbeek en recent ook in de Zenne zelf, in het Dijlebekken op de Dijle zelf en de IJse, in het bekken van de Bovenschelde in de Zwalmbeek en zijn bovenlopen, de Molenbeek, de Sassegembeek, de Verrebeek en de Markebeek en zijloop de Krombeek en in het Denderbekken de Terkleppenbeek en de Hollebeek.

Hybride *C. perifretum* x *rhenanus* vinden we in de Grensmaas en op de zijbeken (Kikbeek, Zanderbeek, Bosbeek, Witbeek), alsook op de grindplassen die occasioneel verbonden zijn met de Grensmaas.

In de Voer en zijbeken (Noorbeek, Berwijn, Gulp, ...) vinden we beekdonderpad *C. rhenanus*, maar een contactzone met de hybride *C. perifretum* is zich waarschijnlijk aan het ontwikkelen. Het Belgische verspreidingsgebied van *C. rhenanus* strekt zich verder uit in de zijrivieren van de Maas (Ourthe en zijrivieren, Lesse, Viroin, ...), waar deze soort eerder algemeen is.

9.6.6.2 Leefgebied

De rivierdonderpad is een typische bodemvis van ondiepe zuurstofrijke, snelstromende beken. Op het structuurrijk substraat van zand, kiezels, stenen, takken en wortels wordt naar voedsel (insectenlarven en kreeftachtigen) gezocht en is schuilgelegenheid aanwezig. Ook in trager stromende waterlopen en in meren kan de soort voorkomen op voorwaarde dat het water helder, zuurstofrijk en koel is. Het is een zeer honkvaste soort. Eieren worden afgezet onder een steen en door het mannetje bewaakt.

9.6.6.3 Methodiek

Populatiedensiteit (Cowx *et al.* 2009): Afvangen van adulten en juvenielen met strookbevissing door middel van elektrovisserij met depletie (drie vangsten) over een afstand van minimum 50 m of 10 maal de breedte van de waterloop, bij lage densiteiten. Bij hoge densiteit volstaat een traject van 10–20 m lang.

Recente ontwikkelingen zoals de toepassing van e-DNA metingen om de aanwezigheid van soorten na te gaan, lijken veelbelovend voor het in kaart brengen van de verspreiding (areaaluitbreiding), maar deze nieuwe methoden vergen nog verdere ontwikkeling.

Metapopulatiegrootte: de geschatte gemiddelde generatieduur van rivierdonderpad is 1,8 jaar (Kännö 1967). Dit geeft een minimale effectieve metapopulatiegrootte van $N_{e95}=542$. De hoeveelheid geschikt leefgebied die nodig is om zo een metapopulatie te huisvesten kan worden afgeleid uit Knaepkens *et al.* (2004): deze studie legde de relatie tussen de rivierlengte waarover rivierdonderpad voorkwam in het Scheldebekken en de effectieve populatiegrootte. Hieruit blijkt dat een $N_e = 542$ een lengte van 5400 m geschikt lineair leefgebied vereist. Anthropogene migratieknelpunten op rivieren (bv. sluisen, watermolens, ...) vormen een apart probleem voor connectiviteit binnen metapopulaties: deze geven enkel stroomafwaartse connectiviteit, waardoor de bovenloopse deelpopulatie als geïsoleerd dient beschouwd te worden: genetische drift wordt er immers niet door genmigratie gecompenseerd. Als gevolg hiervan dient in een metapopulatie met éézijdige stroomafwaartse migratie minstens één van de deelpopulaties op zichzelf aan het metapopulatiecriterium te voldoen om te spreken van een gunstige toestand. Deze soort wordt dus beoordeeld op lokale schaal (**categorie 1**, zie Tabel 2).

Leefgebied: wordt beschreven aan de hand van structurele, morfologische, fysische en chemische kenmerken.

Monitoringstijdstip en -frequentie: Bevissing gebeurt algemeen in de late zomer (eind augustus-oktober), gezien de herhaalde over het voorjaar gespreide reproducties in laaglandbeken (februari-juni). Bovendien wordt de densiteit bij voorkeur jaarlijks geëvalueerd om veranderingen in abundantie snel te kunnen detecteren, temeer omdat de soort een eerder korte levenscyclus heeft. Vissoorten kunnen zeer sterke schommelingen in densiteit vertonen.

9.6.6.4 Beoordeling rivierdonderpad

Referenties	Indicator	Gunstig	Ongunstig
Criterium: Toestand populatie			
Cowx <i>et al.</i> 2009	Populatiegrootte (densiteit, adulten en juvenielen)	$\geq 0,2 \text{ ind./m}^2$ ⁽¹⁾ $\geq 0,5 \text{ ind./m}^2$ ⁽²⁾	$< 0,2 \text{ ind./m}^2$ ⁽¹⁾ $< 0,5 \text{ ind./m}^2$ ⁽²⁾
Mergeay 2012	Metapopulatiegrootte ($N_c = 10 * N_{e95}$)	≥ 5420 volwassen ind.	< 5420 volwassen ind.
	Grootte van leefgebied	Waterloop van gunstige habitatkwaliteit over een lengte van meer dan 5400 m zonder migratieknelpunten	Waterloop van gunstige habitatkwaliteit over een lengte van minder dan 5400 m zonder migratieknelpunten

Referenties	Indicator	Gunstig	Ongunstig
Criterium: Kwaliteit leefgebied			
Steinmann <i>et al.</i> 2006; Philippart 1979	Zuurtegraad (pH)	4.7-9	< 4.7; duidelijk sporen van verzuring en/of sterke pH-schommelingen (bv. door algenbloei)
Tomlinson & Perrow 2003; Schneiders <i>et al.</i> 2009	Maximale watertemperatuur	< 21°C	> 21°C
Tomlinson & Perrow 2003; Schneiders <i>et al.</i> 2009	Zuurstofgehalte	> 8 mg/l	< 8 mg/l
Tomlinson & Perrow 2003; Schneiders <i>et al.</i> 2009	Bodemsubstraat	Zandige tot stenige bodem	Anders
Steinmann <i>et al.</i> 2006	Antropogene materialen/sediment-aanvoer	Geen, of gering zonder zichtbare uitwerking	Aanzienlijk, met zichtbare gevolgen
Pavlov 1989; Tomlinson & Perrow 2003; Knaepkens <i>et al.</i> 2006	Stroomsnelheid	0.1-1 m s ⁻¹	< 0.1 of > 1 m s ⁻¹
Smyly 1957; Tomlinson & Perrow 2003, Steinmann <i>et al.</i> 2006; Knaepkens <i>et al.</i> 2002	Waterlopen en structuurrijke meanders met stroom-kuilen patroon met zuurstofrijk water, zandig of kiezelig substraat en aanwezigheid van dood hout/grote stenen/submerse vegetatie	Overall of ruim voorhanden, in deelstroken soms ontbrekend	Slechts in deelstroken voorhanden
Steinmann <i>et al.</i> 2006; Utzinger <i>et al.</i> 1998	Migratiekelpunten ⁽³⁾	Geen, of vrije migratie soms onderbroken, voldoende vrijstromende deelstroken voor deelpopulaties voorhanden	Veel migratiekelpunten aanwezig

¹ Bovenlopen

² Benedenlopen

³ Verticale structuren hoger dan 20 cm kunnen door de rivierdonderpad niet meer overbrugd worden (Utzinger *et al.* 1998)

9.6.6.5 Literatuur

Cowx I.G. & Harvey J.P. (2003). Monitoring the Bullhead. Conserving Natura 2000 Rivers, Monitoring Series No. 4. English Nature, Peterborough.

Cowx I.G., Harvey J.P., Noble R.A. & Nunn A.D. (2009). Establishing survey and monitoring protocols for the assessment of conservation status of fish populations in river Special Areas of Conservation in the UK. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 19: 96-103.

Crombaghs B.H.J.M., Dorenbosch M., Gubbels R.E.M.B. & Kraneneberg J. (2007). Nederlandse rivierdonderpad uit Habitatrichtlijn bestaat uit twee soorten. *De Levende Natuur* 108(6): 248-251.

Freyhof J., Kottelat M. & Nolte A. (2005). Taxonomic diversity of European Cottus with description of eight new species (Teleostei : Cottidae). *Ichthyological Exploration of Freshwaters* 16:107-172.

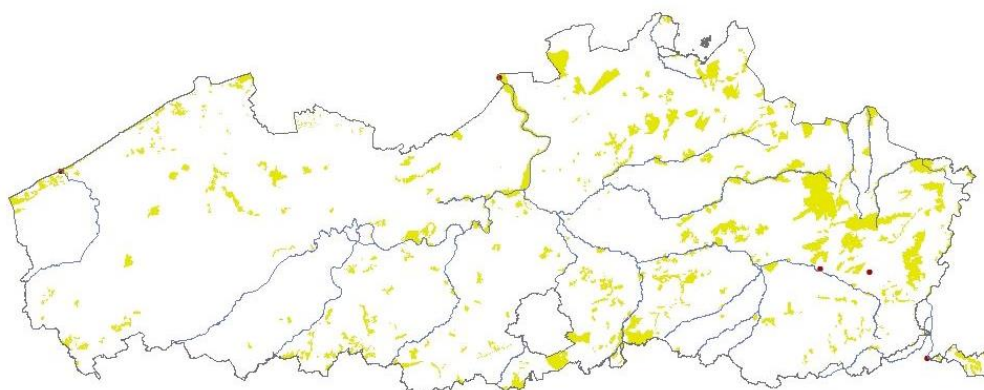
Junker J., Mwaiko S., Seehausen O., Peter A., Wagner C.E., Germann B., Keller I. (2012). River fragmentation increases localized population genetic structure and enhances asymmetry of dispersal in bullhead (*Cottus gobio*). *Conservation Genetics* (2012) 13:545–556 Junker J., Mwaiko S., Seehausen O., Peter A., Wagner C.E., Germann B. &

- Keller I. (2012). River fragmentation increases localized population genetic structure and enhances asymmetry of dispersal in bullhead (*Cottus gobio*). *Conservation Genetics* (2012) 13:545–556
- Kännö, S. (1969) Growth and age distribution of some fish species in the river Paimionjoki, southwestern Finland. *Annales Zoologici Fennici* 6, 87-93.
- Knaepkens G., Baekelandt K. & Eens M. (2006). Fish pass effectiveness for bullhead (*Cottus gobio*), perch (*Perca fluviatilis*) and roach (*Rutilus rutilus*) in a regulated lowland river. *Ecology of Freshwater Fish* 15(1): 20-29.
- Knaepkens G., Bruyndoncx L., Bervoets L. & Eens M. (2002). The presence of artificial stones predicts the occurrence of the European bullhead (*Cottus gobio*) in a regulated lowland river in Flanders (Belgium). *Ecology of Freshwater Fish* 11(3): 203-206.
- Knaepkens G., Bervoets L., Verheyen E. & Eens M. (2004) Relationship between population size and genetic diversity in endangered populations of the European bullhead (*Cottus gobio*): implications for conservation. *Biological Conservation* 115, 403-410.
- Knapen D., Knaepkens G., Bervoets L., Taylor M.I., Eens M. & Verheyen E. (2003). Conservation units based on mitochondrial and nuclear DNA variation among European bullhead populations (*Cottus gobio* L., 1758) from Flanders, Belgium. *Conservation Genetics* 4(2): 129-140.
- Mergeay J. (2012). Afwegingskader voor de versterking van populaties van Europees beschermde soorten. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. (INBO.A.2012.141), Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Nolte A.W., Freyhof J., Stemshorn K.C. & Tautz D. (2005). An invasive lineage of sculpins, *Cottus sp* (Pisces, Teleostei) in the Rhine with new habitat adaptations has originated from hybridization between old phylogeographic groups. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 272:2379-2387.
- Pavlov D.S. (2008). Structures assisting the migrations of non-salmonid fish. USSR Fisheries Technical Paper 308. FAO, Rome.
- Philippart J.C. (1979). A study of the fish populations in three oligotrophic trout streams in the upper Roer basin (Belgium). *Bulletin of the Royal Society of Liège* 48: 212-227.
- Smyly W.J.P. (1957). The life history of the bullhead or Miller's thumb (*Cottus gobio* L.). *Proceedings of the Zoological Society of London* 128: 431-453.
- Schneiders A., Simoens I. & Belpaire C. (2009). Waterkwaliteitscriteria opstellen voor vissen in Vlaanderen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2009 (22). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Steinmann I., Freyhof J., Nolte A., Klinger H., Schütz C. & Waterstraat A. (2006). Kriterien zur Bewertung des Erhaltungszustandes der Populationen der Groppe *Cottus gobio* (LINNAEUS, 1758). In: Schnitter P., Eichen C., Ellwanger G., Neukirchen M. & Schröder E. Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland. p. 209-210. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Halle) . Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt in Zusammenarbeit mit dem Bundesamt für Naturschutz, Halle (Saale).
- Stemshorn K.C., Reed F.A., Nolte A.W. & Tautz D. (2011). Rapid formation of distinct hybrid lineages after secondary contact of two fish species (*Cottus sp.*). *Molecular Ecology* 20:1475-1491.
- Tomlinson M.L. & Perrow M.R. (2003). Ecology of the Bullhead. *Conserving Natura 2000 Rivers*, Ecology series No. 4. English Nature, Peterborough.
- Utzinger J., Roth C. & Peter A. (1998). Effects of environmental parameters on the distribution of bullhead *Cottus gobio* with particular consideration of the effects of obstructions. *Journal of Applied Ecology* 35(6): 882-892.

9.6.7 Zalm (*Salmo salar*)

9.6.7.1 Verspreiding

Tot voor kort werd de zalm als uitgestorven beschouwd in Vlaanderen. Recente waarnemingen zijn zeer schaars in het Scheldebekken en meestal beperkt tot het gebied stroomafwaarts Antwerpen (Maes *et al.* 2003; Stevens *et al.* 2009), hoewel in 2012 een dood exemplaar aangetroffen werd op de Zeeschelde te Baasrode (Breine, pers. comm.). In Wallonië wordt al een tiental jaar door middel van herintroductie van eieren en jonge zalmen gewerkt aan het herstel van de soort. In 2002 werden de eerste volwassen zalmen terug op de Maas gerapporteerd (<http://www.saumon-meuse.be/>). De jonge zeewaarts migrerende zalm wordt dan ook geregeld aangetroffen in de Grensmaas en het Albertkanaal. In 2012 werd een volwassen mannetjeszalm gevangen in het Albertkanaal bij Hasselt (H. Verreycken, pers. comm.). De zalm was ongetwijfeld bezig aan zijn paaitrek vanuit zee naar de bovenstroomse voortplantingsgebieden van de Maas (Geeraerts & Quataert 2012). Daarnaast zijn er sporadisch meldingen van volwassen zalmen aan het sluizencomplex op de IJzer te Nieuwpoort.



Figuur 26: Vindplaatsen van zalm (1995-2011) (bron: waarnemingen.be, Natuurpunt).

9.6.7.2 Leefgebied

Zalmlarven ontwikkelen zich tot jonge visjes (parr), gekenmerkt door verticale donkere strepen op de flanken. Na een verblijf van 1 tot 3 jaar als parr in de bovenlopen van grote rivieren met zuurstofrijk, helder water van uitstekende kwaliteit, worden deze vissen zilverachtig van kleur en worden ze smolt genoemd. In dit stadium trekken de jonge dieren naar zee. Na minstens één winter op zee, worden de vissen geslachtsrijp en trekken ze in de herfst terug naar hun geboortegronden om er hoofdzakelijk in december te paaieren en te sterven. Uitzonderlijk worden sommige mannelijke dieren geslachtsrijp zonder naar zee te trekken. Optimale paaigronden omvatten ondiepe, slibvrije grindbanken met een matige stroomsnelheid. De eieren worden in ondiepe kuiltjes in de grindbodem afgezet en vervolgens afgedekt. Afhankelijk van de watertemperatuur duurt het 2 tot 6 maanden vooraleer de eieren uitkomen. Aanvankelijk leven de jonge vissen van allerlei kleine waterdiertjes. Vanaf zo'n 10 cm lengte wordt overgeschakeld op grotere prooien (vnl. vis).

9.6.7.3 Methodiek

Populatie-densiteit (naar Steinmann *et al.* 2006):

- Adulten: registratie van adulte, trekkende dieren langsheen controlestations (bv. ter hoogte van vistrappen en/of watervang nabij de koelwaterinlaat van bedrijven) voor de vistrek langsheen de belangrijkste waterlopen. Als alternatief kan de CPUE van fuikvangsten gebruikt worden.
- Juvenielen (0+, parr): puntbevissing door middel van elektrovisserij, waarbij ongeveer 10% van de geschikte habitat bemonsterd wordt op 50-100 staalnamelocaties. Ook registratie van naar zee trekkende juvenielen langsheen controlestations (bv. ter hoogte van vistrappen en/of watervang nabij de koelwaterinlaat van bedrijven).

Recente ontwikkelingen zoals de toepassing van e-DNA metingen om de aanwezigheid van soorten na te gaan, lijken veelbelovend voor het in kaart brengen van de verspreiding (areaaluitbreiding), maar deze nieuwe methoden vergen nog verdere ontwikkeling.

Metapopulatiegrootte: zalm wordt beoordeeld op regionale tot Europese schaal (**categorie 3**, zie Tabel 2) met metapopulaties op Europees niveau. Hierdoor is het niet zinvol om op schaal Vlaanderen genetische criteria voor duurzame metapopulaties te bepalen.

Leefgebied: wordt beschreven aan de hand van structurele, morfologische, fysische en chemische kenmerken.

Monitoringstijdstip en -frequentie: een jaarlijkse monitoring van zowel adulten als juvenielen is noodzakelijk om schommelingen in populatiegrootte te kunnen kwantificeren. De stroomopwaartse trek start in de herfst. Juvenielen kunnen best tussen augustus en september bemonsterd worden. Vissoorten kunnen zeer sterke schommelingen in densiteit vertonen.

9.6.7.4 Beoordeling zalm

Referenties	Indicator	Gunstig	Ongunstig
Criterium: Toestand populatie			
Steinmann <i>et al.</i> 2006; Hendry & Cragg-Hine 2003	Dichtheid aan juvenielen (0+) begin juli in paaihabitat	≥ 3000 ind./ha	< 3000 ind./ha
	Aanwezigheid adulten	Steeds of regelmatig (minimum 1 op de 2 keer) aanwezig bij bemonstering in de reproductieperiode. Minstens één bemonstering waarbij minstens 10 individuen worden gevangen	Onregelmatig/sporadisch (minder dan 1 op de 2 keer) aanwezig bij bemonstering in de reproductieperiode, of geen enkele bemonstering met minstens 10 individuen in de vangst
Criterium: Kwaliteit leefgebied			
Steinmann <i>et al.</i> 2006; Hendry & Cragg-Hine 2003	Vlakke, zandige of stenige stroken (stroomsnelheid 0.3- 1.0 m/s), afgewisseld met diepere kuilen met rustig water ⁽¹⁾	Overall of toch regelmatig aanwezig	Enkel in sommige stroken aanwezig
Steinmann <i>et al.</i> 2006; Hendry & Cragg-Hine 2003	Afvoerregime	Niet of slechts in geringe mate belemmerd	Sterk belemmerd
Steinmann <i>et al.</i> 2006; Hendry & Cragg-Hine 2003	Wateronttrekking of – omleiding ⁽²⁾	Geen of gering, zonder nefaste invloed	Met uitgesproken en zichtbaar negatieve invloed
Steinmann <i>et al.</i> 2006; Hendry & Cragg-Hine 2003	Migratie-knelpunten	Geen of weinig, zonder nefaste invloed	Met uitgesproken en zichtbaar negatieve invloed
Hendry & Cragg-Hine 2003	Zuurstofgehalte water	≥ 7 mg/l	≤ 7 mg/l
Hendry & Cragg-Hine 2003	Zuurtegraad (pH)	6-9	< 6 of > 9

¹ gering aandeel van fijn sediment in het bodemsubstraat, zuurstofbeschikbaarheid tot de vroege zomer > 6 mg/l

² bv. gebruik van rivierwater als koelwater waardoor parrs en smolten aangezogen en gedood worden

9.6.7.5 Literatuur

Geeraerts C. & Quataert P. (2012). Meetnetstrategie voor de visfauna van de Habitatrichtlijn. Revisie van het INBOzoetwatervismetnet. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2012 (INBO.R.2012.56). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Hendry K. & Cragg-Hine D. (2003). Ecology of the Atlantic Salmon. Conserving Natura 2000 Rivers Ecology Series No. 7. English Nature, Peterborough.

Maes J., Geysen B., Ercken D. & Ollevier F. (2003). Opvolging van het visbestand van de Zeeschelde: resultaten voor 2002. Studierapport in opdracht van het Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer. Leuven. 30pp.

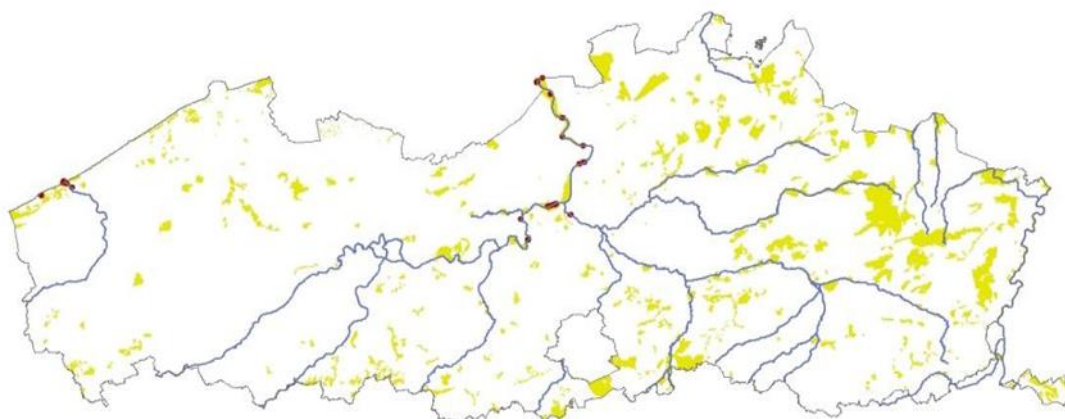
Steinmann I., Ingendahl D., Klinger H. & Schütz C. (2006). Kriterien zur Bewertung des Erhaltungszustandes der Populationen des Lachses *Salmo salar* (LINNAEUS, 1758). In: Schnitter P., Eichen C., Ellwanger G., Neukirchen M. & Schröder E. Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland. p. 229-230. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Halle) . Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt in Zusammenarbeit mit dem Bundesamt für Naturschutz, Halle (Saale)

Stevens M., Van den Neucker T., Mouton A., Buysse D., Martens S., Baeyens R., Jacobs Y., Gelaude E. & Coeck J. (2009). Onderzoek naar de trekvissoorten in het stroomgebied van de Schelde. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2009 (INBO.R.2009.9). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

9.6.8 Fint (*Alosa fallax fallax*)

9.6.8.1 Verspreiding

Daar waar finten massaal de Zeeschelde optrokken begin vorige eeuw, is de populatie verdwenen door de achteruitgang van de waterkwaliteit in de loop van de twintigste eeuw. Sinds 1996 worden opnieuw finten gevangen in de Zeeschelde. Sindsdien nemen de aantallen toe. Ze dringen ook steeds verder het binnenland in en worden nu al gevangen tot in Branst. Sinds 2012 werden ook regelmatig jonge exemplaren in de Zeeschelde gevangen wat voortplanting deed vermoeden. In het voorjaar 2014 kon de voortplanting van deze soort tussen Branst en stroomafwaarts Baasrode op de Zeeschelde worden vastgesteld (Breine, pers. comm.). De terugkeer van deze soort is waarschijnlijk rechtstreeks te wijten aan de hogere zuurstofgehalten in de Zeeschelde. Er zijn ook vangsten van deze soort aan de IJzermonding en op de Rupel.



Figuur 27: Vindplaatsen van fint (1998-2012) (bron: Vis Informatie Systeem (V.I.S.), INBO en waarnemingen.be, Natuurpunt).

9.6.8.2 Leefgebied

Geslachtsrijpe finten trekken in school, hoofdzakelijk in de maand mei, de estuaria op om te paaien op de grens van zoet en brak water of zelfs in het zoetwatergetijdengebied. Ter hoogte van zand- en bij voorkeur grind- of stenige beddingen worden in de periode mei-juni eitjes afgezet. De stroming voorziet deze van zuurstof. De jonge vissen zakken na de zomer geleidelijk af naar het brakwatergetijdengebied of de zee waar ze overwinteren. Een deel van de eenjarige finten migreert in de lente terug richting zoet water. Naarmate de vissen groter worden, trekken ze verder zeewaarts. Volwassen finten voeden zich met ongewervelden, garnalen en kleine vissen (o.a. haringlarven). Na een verblijf van 3 tot 5 jaar in de zee worden de dieren geslachtsrijp en keren ze terug naar het estuarium om geschikte paaiplaatsen op te zoeken. Finten kunnen meerdere malen paaien tot een leeftijd van 7 à 8 jaar (de Laak 2009).

9.6.8.3 Methodiek

Populatiegrootte: vangst van juvenielen (zomer) en adulte vissen (voorjaar) met sleepnetten en fuiken. Eventueel in samenwerking met commerciële visserij met sleep- en stelnetten (bv. het CEMO in Yerseke, dat maandelijks stalen neemt tussen de monding van de Schelde en Temse). De vangsten van adulten en juvenielen worden best gerapporteerd als CPUE (i.e. "Catch Per Unit of Effort"). De indicatorgrenzen voor de beoordeling van de populatie moeten nog bepaald worden op basis van metingen in een gezonde populatiestructuur. Voor monitoring van adulte finten kunnen fuiken gebruikt worden. Voor de huidige vismonitoring in het estuarium worden dubbele schietfuiken gebruikt. Deze zijn echter niet geschikt voor de monitoring van fint. Hiervoor wordt best gebruik gemaakt van een hokfuik met een lang schutnet dat over het slik gespannen wordt. Als alternatief voor fuiken kan ook gevist worden met ankerkuilen. Dit zijn grote trechtervormige netten die met een boot in de stroming verankerd worden.

Metapopulatiegrootte: fint wordt beoordeeld op regionale tot Europese schaal (**categorie 3**, zie Tabel 2) met metapopulaties op Europees niveau. Hierdoor is het niet zinvol om op schaal Vlaanderen genetische criteria voor duurzame metapopulaties te bepalen.

Populatiestructuur:

- Om reproductie te kwantificeren kan ook gekeken worden naar de aanwezigheid uit de 0-groep juvenielen. Dat kan met een fijnmazig sleepnet op slikken in het zoetwatergetijdengebied. 0-groep juvenielen zijn kleiner dan 10 cm (gemiddeld 5 cm na een half jaar).
- Om de reproductieve activiteit (aanzigheid van eitjes) te monitoren moet eerst de ruimtelijke verspreiding van de paaiplaatsen onderzocht worden. De resultaten van dit onderzoek worden dan gebruikt als referentie voor verder onderzoek. Wanneer bij de daaropvolgende monitoring blijkt dat het aantal paaiplaatsen met meer dan 50% is afgenomen t.o.v. de referentiesituatie, dan is de populatie in achteruitgang (Hillman *et al.* 2003).

Leefgebied: wordt beschreven aan de hand van structurele, morfologische, fysische en chemische kenmerken.

Monitoringstijdstip en -frequentie: alle tellingen gebeuren jaarlijks; het tijdstip is sterk afhankelijk van de weersomstandigheden (debiet, temperatuur); adulten tijdens paaimigratie (april-juni), 0-groep juvenielen in late zomer tot vroege herfst (juli-oktober) en de eitjes van zodra de eerste migrerende adulten gesignaleerd zijn. Vissoorten kunnen zeer sterke schommelingen in densiteit vertonen.

9.6.8.4 *Beoordeling fint*

Referenties	Indicator	Gunstig	Ongunstig
Criterium: Toestand populatie			
Hillman <i>et al.</i> 2003	Populatiegrootte/abundantie juvenielen	Massale tot regelmatige waarneming (CPUE nog te bepalen)	Waarneming zelden
Hillman <i>et al.</i> 2003	Populatiegrootte/abundantie adulten	Massale tot regelmatige waarneming (CPUE nog te bepalen)	Waarneming zelden
Hillman <i>et al.</i> 2003	Populatiestructuur: aanwezigheid eieren en larven	Aanwezigheid van eitjes op meer dan 50% van de op dat moment gekende paaiplaatsen	Aanwezigheid van eitjes op minder dan 50% van de op dat moment gekende paaiplaatsen
Criterium: Kwaliteit leefgebied			
Gerkens & Thiel, 2001; Caswell & Aprahamian 2001;	Paaibiotoop (subtidale ¹) structuurvariatie in het zoetwatergetijden-gebied)	Aanwezig, evt. longitudinaal onderbroken	Beperkte en gefragmenteerde subtidale ¹ structuurvariatie
Maitland & Hatton-Ellis 2003	Opgroeibiotoop (larven & juvenielen; laagdynamische habitats zoals slikken, ondiep water)	Overvloedig aanwezig, evt. enkel structuurrijke zijarmen en -riviertjes regelmatig aanwezig, evenwel in stukken ontbrekend	Structuurrijke zijarmen en -riviertjes in beperkt aantal stukken aanwezig
Maes <i>et al.</i> 2008; Möller & Scholz 1991	Zuurstofgehalte water	≥ 7 mg/l	< 7 mg/l
Aprahamian 1988	Migratiekelpunten	Ongehinderde tot beperkte bereikbaarheid paaiplaatsen	Enkel surrogaat-paaiplaatsen in andere, sterk stroomafwaarts gelegen stukken van het estuarium beschikbaar
Schulze & Schirmer 2006	Scheepvaart	Geen tot beperkt, zonder zichtbare gevolgen	Intensief, met duidelijke gevolgen
Doherty <i>et al.</i> 2004	Visserij	Geen of duurzaam gebruik	Met negatieve gevolgen op het bestand
Doherty <i>et al.</i> 2004	Baggerwerken	Geen, of althans niet in de buurt van paaihabitat of kinderkamerhabitat	Baggerwerken in de nabijheid van paaihabitat of kinderkamerhabitat

¹ afwisseling in de hydrodynamiek (vooral aanwezigheid van laagdynamisch habitat) in de zone onder de laagwaterlijn, zowel lateraal (overgang geul-supratidaal) als longitudinaal (estuariene gradiënt).

9.6.8.5 Literatuur

- Aprahamian M.W. (1988). The biology of the twaite shad, *Alosa fallax fallax* (Lacépède), in the Severn Estuary. *Journal of Fish Biology* 33(Suppl. A):141-152.
- Breine J. & Van Thuyne G. (2013). Het visbestand in het IJzer-estuarium: Viscampagnes 2008-2012. INBO.R. 2013.8. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2013 (INBO.R. 2013.8). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Caswell P. & Aprahamian M.W. (2001). Use of river habitat survey to determine the spawning habitat characteristics of twaite shad (*Alosa fallax fallax*). *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 362/363:919-929.
- de Laak G.A.J. (2009). Kennisdocument fint, *Alosa fallax* (Lacépède, 1803). Bilthoven. Kennisdocument 26. 1-26 p.
- Doherty D., O'Maoiléidigh N. & McCarthy T.K. (2004). The biology, ecology and future conservation of twaite shad (*Alosa fallax Lacépède*), allis shad (*Alosa alosa* L.) and Killarney shad (*Alosa fallax killarnensis Tate Regan*) in Ireland. *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy* 104B(3):93-102.
- Gerkens M. & Thiel R. (2001). Habitat use of age 0 twaite shad (*Alosa fallax Lacépède*, 1803) in the tidal freshwater region of the Elbe River, Germany. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 362/363:773-784.
- Hillman R.J., Cowx I.G. & Harvey J. (2003). Monitoring the Allis and Twaite Shad. *Conserving Natura 2000 Rivers Monitoring Series No. 3*, English Nature, Peterborough.
- Maes J., Stevens M. & Breine J. (2008). Poor water quality constrains the distribution and movements of twaite shad *Alosa fallax fallax* (Lacépède, 1803) in the watershed of river Scheldt. *Hydrobiologia* 602: 129-143.
- Maitland P.S. & Hatton-Ellis T.W. (2003). Ecology of the Allis and Twaite Shad. *Conserving Natura 2000 Rivers Ecology Series No. 3*. English Nature, Peterborough.
- Möller H. & Scholz U. (1991). Avoidance of oxygen-poor zones by fish in the Elbe river. *Journal of Applied Ichthyology-Zeitschrift für Angewandte Ichthyologie* 7(3): 176-182.
- Schulze S. & Schirmer M. (2006). Die Finte (*Alosa fallax*) wieder in der Weser – endlich gesicherte Daten. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ichthyologie* 5:269-283.

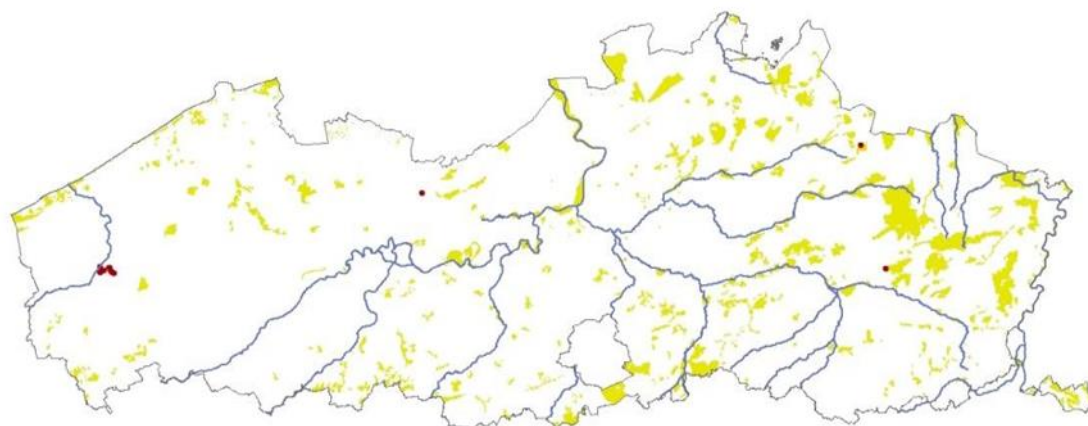
9.7 Slakken

9.7.1 Platte schijfhoren (*Anisus vorticulus*)

Jo Packet

9.7.1.1 Verspreiding

De kennis over de verspreiding van de platte schijfhoren in Vlaanderen is zeer onvolledig. Wellicht komt de soort in Vlaanderen op meer locaties voor dan tot nu toe gekend. Ze is evenwel nooit algemeen geweest (Adam 1947). De slak werd voor het eerst in Vlaanderen aangetroffen in 1986 te Zolder (Limburg). De soort wordt momenteel in kleine aantallen aangetroffen op verschillende locaties in de IJzervallei te Diksmuide (Verhaeghe 2007, Verhaeghe mond. meded. 2014) en in de vallei van de Moervaart. Verder werd de soort vastgesteld in aanspoelsel langs de Schelde waardoor de aanwezigheid binnen het Benedenscheldebekken kan verondersteld worden. Inmiddels is een herbevestiging van de populaties in Limburg en Oost-Vlaanderen aan de orde door het ontbreken van recente gegevens. Gericht verspreidingsonderzoek kan wellicht nog bijkomende vindplaatsen in Vlaanderen opleveren. Naar verwachting zijn laagveengebieden in de polders en de valleien van de grote rivieren (Schelde- en IJzerbekken) kansrijke gebieden om de soort aan te treffen.



Figuur 28: Vindplaatsen van platte schijfhoren in Vlaanderen (1986-2014) (bronnen: waarnemingen.be, Natuurpunt; KBIN; Floris Verhaeghe, pers. data).

9.7.1.2 Leefgebied

Voor Vlaanderen is er tot op heden geen gedetailleerde beschrijving van het leefgebied van de platte schijfhoren voorhanden. Onderzoek in de ons omringende landen toont een vrij breed spectrum wat betreft type waterlichamen. De soort wordt zowel in stilstaande als in zwak stromende wateren aangetroffen, van sloten en kanalen tot plassen, veenputten en oude rivierarmen (Trier *et al.* 2006; Zettler 2013; Boesveld *et al.* 2011). Het voorkomen van deze soort in een breed spectrum aan watertypes werd ook toegepast voor het afbakenen van het potentiële leefgebied van de soort in Vlaanderen (Maes *et al.* 2015).

In Nederland lijkt de soort een grote voorkeur voor de laagveengebieden te vertonen, waar grachten met een veenbodem een belangrijke indicator zijn voor potentiële populaties (Gmelig Meyling *et al.* 2009; Boesveld *et al.* 2011). Deze bevindingen worden bevestigd door Duits onderzoek waarin ook modderig zand als geschikt substraat wordt beschouwd (Glöer & Groh 2007; Zettler 2013).

Het water is steeds (sterk) gebufferd en zoet, helder, vrij ondiep (< 1.5 m) met een rijke, ondergedoken vegetatie (Terrier *et al.* 2006; Glöer & Groh 2007; Boesveld 2011c; Zettler 2013). Sommige auteurs vermelden een voorkeur voor drijvende vegetaties, eerder dan ondergedoken vegetaties. Watson & Ormerod (2004) vonden zelfs een negatieve correlatie tussen de populatiedensiteit van de soort en het aandeel ondergedoken vegetaties. Meerdere auteurs weerleggen dit echter (Glöer & Groh 2007; Boesveld 2011c; Zettler 2013). De conclusie lijkt te zijn dat de slak de gulden middenweg opzoekt: ze heeft een voorkeur voor wateren met veel ondergedoken planten, die niet

de volledige waterkolom moeten vullen, en de aanwezigheid van verschillende groeivormen zoals drijfblad- en helofytenvegetaties. Deze laatsten zijn aanwezig maar domineren nooit (Gmelig Meyling *et al.* 2007; Boesveld *et al.* 2011; Zettler 2013). In Nederland worden vegetaties met krabbenscheer, kikkerbeet, fonteinkruiden, kransvederkruid en brede waterpest als typisch leefgebied beschouwd (Boesveld *et al.* 2011b). Volgens Zettler (2013) heeft de soort een specifieke voorkeur voor wateren met kranswiervegetaties (*Chara* sp.). Draadalgen worden dan weer in Nederlandse literatuur aangehaald als een ideaal microhabitat voor juveniele exemplaren (Boesveld *et al.* 2011). De slakken leven in de vegetatie waar ze zich voeden met perifiton (aangroei) of ander plantaardig materiaal. Ze hebben dan ook een sterke voorkeur voor onbeschaduwde wateren waar de groei van perifiton optimaal kan verlopen.

Glöer & Groh (2007) en Buřová (2013) vermelden specifiek dat periodiek droogvallende systemen niet worden gemeden. Dit verklaart het voorkomen van de soort in het Vijvergebied Midden-Limburg waar ze in een frequent droogvallende visvijver werd gevonden.

Anaërobe omstandigheden worden gemeden waardoor de soort ontbreekt in sterk geëutrofiëerde wateren (Glöer & Groh 2007). Hierdoor worden wateren met een dominantie van kroos niet als optimaal beschouwd (Boesveld *et al.* 2009, 2011b). Verder worden dichte helofytenvegetaties en sterk beschaduwde locaties eveneens gemeden (Zettler 2013).

De trofiegraad wordt in verschillende publicaties besproken maar varieert van oligotroof (Zettler 2013) over mesotroof (Glöer & Groh 2007; Zettler 2013) naar eutroof (Boesveld *et al.* 2011).

9.7.1.3 Methodiek

Populatiegrootte en -densiteit: kansrijke locaties kunnen geselecteerd worden volgens volgende criteria: heldere sloten of grachten, poelen en vijvers met een uitbundige onderwatervegetatie. De aanwezigheid van draadwieren is geen uitsluitingscriterium. Het bemonsteren van de slakken gebeurt op plaatsen met een grote variatie en een grote dichtheid aan onderwaterplanten en/of waar ijle helofytenvegetaties nabij de oever aanwezig zijn. De bemonstering gebeurt door op geschikte locaties met een fijnmazig waternet krachtig doorheen de vegetatie te slepen waarbij bewegingen worden gemaakt van circa twee meter heen én terug. Het is niet de bedoeling om bodemmateriaal te verzamelen tijdens de bemonstering. Wanneer het net vol zit met vegetatie wordt het op de oever in een witte emmer gebracht waar de slakken uit de vegetatie worden gespoeld. Het spoelwater uit de emmer wordt gezeefd en vervolgens in een witte bak gedeponneerd waarbij alle exemplaren van deze soort of te verifiëren materiaal wordt verzameld in een potje. Deze bemonstering (ev. meerdere staalnames) duurt niet langer dan 15 minuten. Het is belangrijk om een schatting van de lengte (m) van het bemonsterde traject (afgelegde afstand met het schepnet) te noteren zodat teruggerekend kan worden naar de eenheid voor beoordeling (i.e. m²). De totale tijd die men besteedt op 1 locatie mag niet langer dan 2 uur bedragen (inclusief verwerkingstijd). Alle veldmateriaal wordt voldoende gespoeld zodat geen slakken worden meegenomen zodat contaminatie van het volgende staal op een andere locatie kan uitgesloten worden. De gevonden exemplaren van deze soort en of het materiaal dat nog geverifieerd dient te worden, wordt bewaard op 70% alcohol en later gedetermineerd met behulp van een binoculair. Op het terrein wordt een veldformulier ingevuld (Packet 2014).

Vermits er voor Vlaanderen geen kwantitatieve gegevens beschikbaar zijn is het niet mogelijk om op basis hiervan dichtheden te bepalen van populaties in een gunstige staat van instandhouding. Glöer & Groh (2007) vermelden meer dan 50 exemplaren per m² als gunstig. De aantallen die in Vlaanderen tot nu toe werden gevonden doen vermoeden dat dit aantal wellicht niet zo vaak voorkomt. Bovendien stelt zich, door de geringe trefkans van de soort in het veld, de vraag hoeveel steekproefvlakken per oppervlakte geschikt habitat moeten voldoen aan deze eis vooraleer een populatie in een gunstige staat verkeert. Nader onderzoek is hieromtrent vereist. In afwachting hiervan wordt de populatiegrootte in een gunstige staat van instandhouding volgens Glöer & Groh (2007) aangehouden.

Metapopulatiegrootte: de platte schijfhoren is geslachtsrijp na ca 2.5 maanden, en kan ongeveer drie generaties per jaar produceren (<http://www.animalbase.uni-goettingen.de/zooweb/servlet/AnimalBase/home/species?id=1878>). De gemiddelde generatieduur ligt waarschijnlijk rond de twee generaties per jaar. Dit geeft een minimale effectieve metapopulatiegrootte van $N_{e95}=1950$. Uitgaande van een verhouding N_e/N_c van 1/10, vertaalt dit zich naar een metapopulatie bestaande uit minstens 19500 geslachtsrijpe individuen. Genetische technieken om de metapopulatiegrootte te bepalen bestaan erin om per vermoedelijke deelpopulatie 30 tot 50 individuen in te zamelen, te genotyperen op een voldoende aantal genetische merkers, en de effectieve populatiegrootte in te

schatten op basis van beschikbare methodes (Gilbert *et al.* 2015). Dit laat toe om rechtstreeks de effectieve grootte te bepalen, eerder dan het aantal volwassen individuen dat vermoedelijk hiermee overeenkomt te bepalen. Uitgaande van een gunstige densiteit van 50 ind/m² is een totale oppervlakte van c. 400 m² leefgebied nodig om het metapopulatiecriterium te halen, verdeeld over de verschillende deelpopulaties die zich binnen eenzelfde netwerk van lokale waterlopen bevinden. Deze soort wordt dus beoordeeld op lokale schaal (**categorie 1**, zie Tabel 2).

Populatiestructuur: de populatiestructuur wordt beoordeeld aan de hand van de aanwezigheid van juveniele slakken en volwassen exemplaren.

Monitoringstijdstip en -frequentie: inventarisaties dienen tussen 1 juni en 30 september te worden uitgevoerd.

9.7.1.4 Beoordeling platte schijfhoren

Referenties	Indicator	Gunstig	Ongunstig
Criterium: Toestand populatie			
Glöer & Groh 2007	Populatiegrootte	> 50 ex./m ²	≤ 50 ex./m ²
Glöer & Groh 2007	Populatiestructuur	Adulten (> 2.7 mm) & juvenielen (< 2.7 mm) aanwezig, waarbij juvenielen ≥ 50% van de populatie innemend	Juvenielen (< 2.7 mm) < 50% van de populatie innemend
Mergeay 2012	Metapopulatiegrootte	N _e >1950 N _c >19500 individuen, verdeeld over verschillende deelpopulaties	N _e <1950 N _c <19500 individuen, verdeeld over verschillende deelpopulaties
Vercoutere 2008	Afstand tot nabije populatie	Verschillende locaties met een populatie binnen een hydrologisch eenheid (bekken)/ (deel)gebied	Eén locatie met een populatie binnen een hydrologische eenheid (bekken)/ (deel)gebied
Criterium: Kwaliteit leefgebied			
Boesveld & Gmelig Meyling 2011	Vegetatie	Vegetatierijk water met groot aandeel ondergedoken waterplanten en ijle helofytenvegetaties langs de oever	Wateren zonder of schaarse ondergedoken vegetatie of dichte vegetaties van helofyten domineren
Terrier <i>et al.</i> 2006; Gmelig Meyling <i>et al.</i> 2011; Zettler 2013	Helderheid waterkolom	Helder water (bodembedoorzicht)	Troebel water (geen bodembedoorzicht)
Boesveld & Gmelig Meyling 2011; Zettler 2013	Beschaduwing waterhabitat	Niet of nauwelijks beschaduwing	Beschaduwd

9.7.1.5 Literatuur

Adam W. (1947). Révision des Mollusques de la Belgique. Verhandelingen van het KBIN 106, Brussel, 297 pp.

Boesveld A., Gmelig Meyling A.W. & de Bruyne R. (2009). Handleiding Slakken van de Habitatrichtlijn waarnemen. Rapport van Stichting Anemoon, 72 pp.

Boesveld A., Gmelig Meyling A.W. & van Lente I. (2011a). Verspreidingsonderzoek Mollusken van de Europese Habitatrichtlijn. Resultaten van het inventarisatiejaar 2010. Platte schijfhoren *Anisus vorticulus*. Stichting Anemoon, rapport in opdracht van Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, 35 pp.

Boesveld A., Gmelig Meyling A.W. & de Bruyne R.H. (2011b). Natuurbeheer, bescherming en biotoopeisen van drie bijzondere Nederlandse slakken: de Nauwe korfslak, de Zeggenkorfslak en de Platte schijfhoren. De Levende Natuur 112 (3). 114-119.

- Boesveld A. & Gmelig Meyling A.W. (2011c). Beknopt onderzoek naar het voorkomen van de Platte schijfhoren in de Oostvlietpolder. Mitridium/Stichting Anemoon, rapport in opdracht van Bureau Stadsnatuur Rotterdam, 25 pp.
- Buďová J. (2013). Genetic diversity of freshwater snails *Aplexa hypnorum* and *Anisus vorticulus* in central Europe. Diplomová práce, Praha, 66 pp..
- Gilbert K.J. & Whitlock M.C. (2015). Evaluating methods for estimating local effective population size with and without migration. *Evolution* 69:2154-2166.
- Glöer P. & Groh K. (2007). A contribution to the biology and ecology of the threatened species *Anisus Vorticulus*. *Mollusca* 25 (1), 93-100.
- Gmelig Meyling A.W., de Bruyne R.H. & van Lente I. (2007). Inhaalslag verspreidingsonderzoek. Mollusken van de Europese Habitatrichtlijn. Platte schijfhoren *Anisus vorticulus*. Anemoon rapport in opdracht van Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, 50 pp.
- Maes D., Adriaens D., van der Meulen M., Poelmans L., Van Landuyt W., Anselin A., Casaer J., De Knijf G., Devos K., Packet J., Speybroeck J., Stienen E., Stuyck J., Thomaes A., T'jollyn F., Van Daele T., Van Den Berge K., Van Elegem B., Vermeersch G., Wils C. & Pollet M. (2015). Afbakenen van potentiële leefgebiedenkaarten voor Europese en Vlaamse prioritair soorten in het kader van de voortoets. Versie 2.0. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2015 (INBO.R.2015.10201559). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Mergeay J. (2012). Afwegingskader voor de versterking van populaties van Europees beschermde soorten. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. (INBO.A.2012.141), Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Packet J. (2014). Blauwdruk mollusken. In De Knijf G., Westra T., Onkelinckx T., Quataert P. & M. Pollet (red.) Monitoring Natura 2000-soorten en overige soorten prioritair voor het Vlaams beleid. Blauwdrukken soortenmonitoring in Vlaanderen. Rapport Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO), INBO.R.2014.2319355. Brussel, pp. 79-101.
- Terrier A., Castella E., Falkner F., Killeen I. (2006). Species account for *Anisus vorticulus* (Troschel, 1834) (Gastropoda, Planorbidae), a species listed in Annexes II and IV of the habitats directive. *Journal of Conchology* 39, 193-205.
- Vercoetere B. (2008). Platte schijfhoren (*Anisus vorticulus*). In: Adriaens, D. *et al.* (2008). Ontwikkeling van criteria voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding van de habitatrichtlijnsoorten. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2008 (35). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel, pp. 119-122.
- Verhaeghe F. (2007). Een nieuwe Habitatrichtlijnsoort in Vlaanderen: de Platte schijfhorenslak. *Natuur.Focus* 6(2), 67-67.
- Watson A.M. & Ormerod S.J. (2004a). The microdistribuiton of three uncommon freshwater gastropods in the drainage ditches of British grazing marshes. *Aquatic conservation: Marine and freshwater ecosystems* 14, 221-236.
- Watson A.M. & Ormerod S.J. (2004b). The distribution of three uncommon freshwater gastropods in the drainage ditches of British grazing marshes. *Biol. Conserv.* 118, 455-466.
- Zettler M.L. (2013). Some ecological peculiarities of *Anisus vorticulus* (Troschel, 1834) (Gastropoda: Planorbidae) in northeast Germany. *Journal of Conchology* 41(3): 389-398.

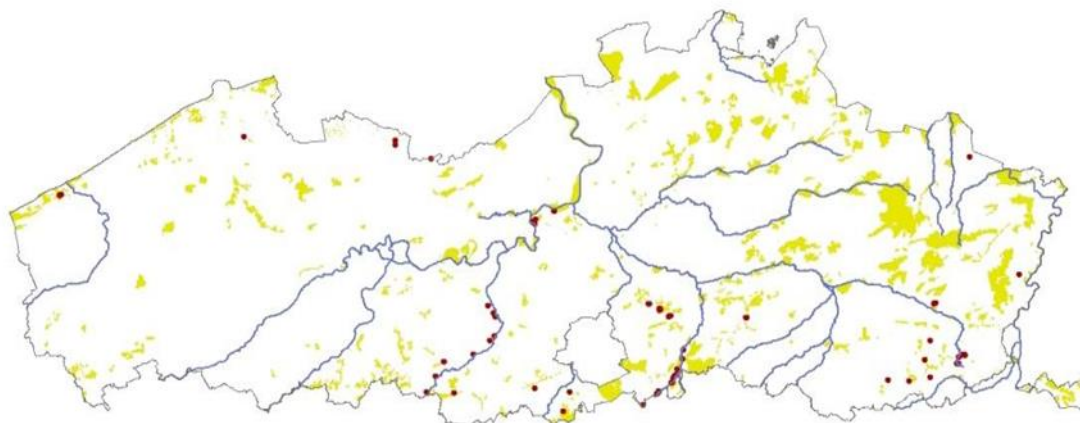
9.7.2 Zeggekorfslak (*Vertigo moulinsiana*)

Jo Packet

9.7.2.1 Verspreiding

De slak is momenteel gekend van een 66-tal plaatsen verspreid doorheen Vlaanderen. Vooral in de zuidwestelijke en zuidoostelijke heuvelzone en de Krijt-leemregio is de soort aan te treffen. Door een gebrek aan waarnemingen werd de soort een tijdlang in België als uitgestorven beschouwd (Wells & Chatfield 1992). Recent werden echter tijdens gerichte inventarisaties vele nieuwe populaties aangetroffen. Verschillende historische waarnemingslocaties zijn evenwel verdwenen. Het aantal recentere vindplaatsen is het resultaat van een intensieve en gerichte prospectie van geschikte habitats in Limburg (Lemmens 2004), Vlaams-Brabant (Nijs *et al.* 2011) en het Dender- (Werkgroep Invertebraten Denderstreek, niet-gepubl. data) en Dijlebekken (Vercoutere 2005). Naast de eerder vermelde ecoregio's (zuidwestelijke en zuidoostelijke heuvelzone en de Krijt-leemregio) waar de soort nog actueel voorkomt, zijn er nog geïsoleerde populaties gekend van het Hannecart bos (Koksijde), de Rode geul (Assenede), de Sint-Elooiskreek (Wachtebeke), de Stadswallen (Damme), de Fonteintjes (Zeebrugge) (niet opgenomen in Fig. 29), Eisden, Dauteweyers (Diepenbeek) en de Lozerheide (Bocholt). Verder werden verschillende populaties langs de Benedenschelde (Bornem) ontdekt (Reyniers mond. meded. 2008).

Deze verspreiding sluit goed aan bij vindplaatsen in de ons aangrenzende regio's: Zuid-Limburg in Nederland (Keulen 1998), Noord-Rijn-Westfalen in Duitsland (Ministerium für Umwelt und Naturschutz 2004) en Lys in Noord-Frankrijk (Cucherat & Demuyck 2005).



Figuur 29: Vindplaatsen van zeggekorfslak (1999-2014) (bronnen: waarnemingen.be, Natuurpunt; KBIN; INBO; Bart Vercoutere, Koen Verschoore, Floris Verhaeghe, pers. data).

9.7.2.2 Leefgebied

De soort is gebonden aan natte milieus (Tattersfield & McInnes 2003). Daarnaast is een zekere rijkdom aan kalk noodzakelijk. Kenmerkende vegetaties zijn grote zeggenvegetaties, zeggenrijke broekbossen en soms overgangen naar rietruigten of dottergraslanden. De soort komt ook voor in alkalische laagveenvegetaties (HT_7230) met grote zegges. Zowel in begraasde, gemaaide als niet-beheerde percelen komt de slak voor in Vlaanderen, in tegenstelling met buitenlandse ervaringen (Ausden *et al.* 2005).

Cruciaal voor de slak is de vochtvoorziening: het waterniveau in het leefgebied moet vanaf het najaar (oktober) boven het maaiveld staan. Op basis van de vegetatieopbouw en meetgegevens in het leefgebied blijkt dat het grondwater niet meer dan een halve meter onder het maaiveld mag wegzakken (Vercoutere 2002). De aanvoer van mineralen (kalk) kan zowel gebeuren via kwel, als via aanvoer van oppervlaktewater (bv. in Lozerheide). Zoals hogervermelde vegetaties reeds aangeven, is de soort kenmerkend voor eerder voedselrijke, goed gebufferde ecosystemen.

De soort is binnen haar habitat relatief mobiel: vegetatiewijzigingen hebben een snel effect op de populaties (Vercoutere 2002). Bij vernatting breidt de soort snel uit maar wanneer zeggenruigten permanent te nat worden

(d.i. permanent waterstand boven maaiveld het ganse jaar door), verdwijnt de slak snel. Het voorkomen is meestal beperkt tot de smalle zone tussen de natste (rietruigten) en de te droge (glanshaver- of droge dottergraslanden) biotopen.

9.7.2.3 Methodiek

Populatiegrootte en -densiteit: ondanks de beperkte grootte van adulte exemplaren (max. 3 mm hoog en 2 mm breed) is de soort erg gemakkelijk waar te nemen. In vochtige perioden (vnl. najaar) kruipen de slakken immers hoog op de stengels van riet of pluim-, moeras-, of oeverzegge, bosbies en andere planten (bv. galigaan, gele lis). Op de groene stengels valt de soort erg op. Bovendien is de zeggekorfslak zelden in de strooisellaag terug te vinden, in tegenstelling tot bv. de nauwe korfslak (*V. angustior*) en de dikke korfslak (*V. antivertigo*). Bij het opsporen van deze soort wordt in eerste instantie gezocht in de meest geschikte vegetatietypen. Dit zijn grote zeggenvegetaties en venige broekbossen, met abundante zeggen. Aan de hand van de Biologische Waarderingskaart (BWK) en de habitatkaart kon een selectie gemaakt worden van de meest geschikte biotopen. Deze biotopen omvatten de grote zeggenvegetaties (mc), nitrofiel alluviaal elzenbos (vn), elzenbroek (vm) en het habitatype 7230 (alkalisch laagveen) (Decler 2007; Vriens *et al.* 2011). Binnen geschikte habitat waarin populaties werden aangetroffen wordt vanuit een vast punt in een cirkel van 10 meter diameter een zone afgebakend. Binnen deze zone worden gedurende maximaal 30 minuten de levende exemplaren geteld waarbij de aanwezigheid van juveniele exemplaren en hun verhouding met het totaal aantal gevonden exemplaren wordt genoteerd. Er wordt gezocht op en in de vegetatie. Binnen de zone wordt tevens op vier verschillende, willekeurig gekozen punten de bodem/het strooisel/de vegetatie binnen een oppervlakte van 0,25 m² (50 x 50 cm) doorzocht. De totaaloppervlakte van de staalname bedraagt aldus 1 m². Deze stalen worden vervolgens gedroogd, gezeefd, en de slakken gesorteerd, gedetermineerd en bewaard. Het zeven gebeurt het best met een zeeftrammel met opeenvolgende maaswijdten van 10 mm, 5 mm, 2 mm, 1 mm en 0,5 mm. Zowel juvenielen als volwassenen worden geteld. Er wordt een veldformulier ingevuld waarbij ook kenmerken van de habitat worden beschreven. Van de onderzochte zone wordt een foto gemaakt (Packet 2014).

Vermits voor Vlaanderen geen kwantitatieve gegevens beschikbaar zijn is het niet mogelijk om op basis hiervan dichtheden te bepalen van populaties in een gunstige staat van instandhouding. Kobiálka & Colling (2006) vermelden meer dan 20 exemplaren per m² als gunstig. Gezien de soort vaak zeer verspreid aanwezig is binnen geschikt habitat stelt zich de vraag hoeveel steekproefvlakken moeten voldoen aan deze eis vooraleer een populatie in een gunstige staat verkeert. Nader onderzoek hieromtrent is vereist maar in afwachting hiervan worden de bevindingen van Kobiálka & Colling (2006) voor een gunstige staat van instandhouding weerhouden. Verder wordt een gunstige staat van instandhouding ook vastgesteld op basis van populatiestructuur, habitatkwaliteit en – oppervlakte.

Metapopulatiegrootte: de Zeggekorfslak is in grote mate een zelfbevruchtende soort, met occasionele uitkruising. Genetische criteria gebaseerd op het risico op inteeltdepressie zijn daardoor weinig relevant voor deze soort. We beschouwen hierdoor deze soort buiten categorie (of **categorie 0**, zie Tabel 2), en beoordelen geen metapopulatiecriteria.

Populatiestructuur: de populatiestructuur wordt kwalitatief beoordeeld aan de hand van de aanwezigheid van volwassen én juveniele slakken.

Monitoringstijdstip en –frequentie: de grootte van een populatie kan heel sterk schommelen in de tijd. De populatiedensiteit en –structuur worden bij voorkeur tussen september en november bepaald wanneer de vegetatie volledig ontwikkeld is, de slakken zich hoog in de vegetatie bevinden en de populatie gedomineerd wordt door volwassen exemplaren. Vroeger op het jaar is de populatie vaak nog klein, later op het jaar ontstaat de kans op (nacht)vorst waardoor de slakken afsterven of beschutting zoeken en daardoor moeilijker op te sporen zijn. Monitoring geschiedt bij voorkeur jaarlijks, en wel telkens rond dezelfde periode en onder gelijkaardige weersomstandigheden (vooral perioden van (nacht)vorst beïnvloeden de populaties negatief).

9.7.2.4 Beoordeling zeggekorfslak

Referenties	Indicator	Gunstig	Ongunstig
Criterium: Toestand populatie			
Kobialka & Colling 2006	Populatiegrootte	> 20 ex./m ²	≤ 20 ex./m ²
Kobialka & Colling 2006, Søggaard <i>et al.</i> 2003	Populatiestructuur	Adulten én juvenielen aanwezig	Uitsluitend adulten aanwezig
Vercoutere 2008	Afstand tot nabije populatie	Verschillende locaties met een populatie binnen een hydrologisch eenheid (bekken)/ (deel)gebied	Eén locatie met een populatie binnen een hydrologische eenheid (bekken)/ (deel)gebied
Criterium: Kwaliteit leefgebied			
Ministerium für Umwelt und Naturschutz 2004; Kobialka & Colling 2006	Vereiste oppervlakte geschikt habitat ⁽¹⁾	Samenhangend gebied van > 0.25 ha	Geen evidentie van een samenhangend gebied; enkel puntsgewijs aanwezig
Boesveld <i>et al.</i> 2011; Packet 2014; Nijs <i>et al.</i> 2011	Vegetatie	Grote zeggenvegetaties zijn aspectbepalend	Grote zeggenvegetaties zijn slecht marginaal aanwezig
Vercoutere 2008	pH (grondwater)	≥ 7	< 7
Tattersfield & McInnes 2003	Waterniveau	≥ 0.25 m boven het maaiveld zonder dat de vegetatie wijzigt door vernatting, nooit of zelden beneden het maaiveld	< 0.25 m boven het maaiveld, meestal onder of zelden boven het maaiveld
	GHG ⁽²⁾ (m-mv)		
	GLG ⁽³⁾ (m-mv)	> 0.2 m onder het maaiveld	< 0.2 m onder het maaiveld

¹ Met samenhang wordt verwezen naar de aanwezigheid van regelmatige overstromingen, greppels, grachten en beekjes waarlangs slakken kunnen migreren en geschikt habitat kunnen koloniseren.

² GHG: Gemiddelde Hoogste Grondwaterstand, berekend als het rekenkundig gemiddelde van de drie hoogste grondwaterstanden per hydrologisch jaar over een periode van 8 jaar.

³ GLG: Gemiddelde Laagste Grondwaterstand, berekend als het rekenkundig gemiddelde van de drie laagste grondwaterstanden per hydrologisch jaar over een periode van 8 jaar.

9.7.2.5 Literatuur

Ausden M., Hall M., Pearson P. & Strudwick T. (2005). The effects of cattle grazing on tall-herb fen vegetation and mollusks. *Biological Conservation* 122, 317-326.

Boesveld A., Gmelig Meyling A.W. & de Bruyne R.H. (2011b). Natuurbeheer, bescherming en biotoeppen van drie bijzondere Nederlandse slakken: de Nauwe korfslak, de Zeggenkorfslak en de Platte schijfhoren. *De Levende Natuur* 112 (3), 114-119.

Cucherat X. & Demuyck S. (2005). Données préliminaires sur l'écologie et la répartition de *Vertigo moulinsiana* (DUPUY 1849) dans la région Nord-pas-de-Calais. *Documents Malacologiques Hors série* 3, 59-70.

Decler K. (red.) (2007). Europees beschermde natuur in Vlaanderen en het Belgisch deel van de Noordzee. Habitattypen / Dier- en plantensoorten. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.M.2007.01, Brussel.

de Wilde J.J., Marquet R., & Van Goethem J.L. (1986). Voorlopige atlas van de landslakken van België. KBIN, Brussel, 285 pp.

Keulen S.M.A. (1998). De Zeggenkorfslak, *Vertigo Moulinsiana* in Nederland. *Corresp.-blad. Ned. Malac. Ver.* 300, 2-9.

Killeen I.J. (2003). Ecology of Desmoulin's Whorl Snail. *Conserving Natura 2000 Rivers. Ecology Series No. 6.* English Nature, Peterborough.

Killeen I.J. & Moorkens E.A. (2003). Monitoring Desmoulin's Whorl Snail, *Vertigo moulinsiana*. Conserving Natura 2000 Rivers. Monitoring Series No. 6. English Nature, Peterborough.

Kobialka H. & Colling M. (2006). Kriterien zur Bewertung des Erhaltungszustandes der Populationen der Bauchigen Windelschnecke *Vertigo moulinsiana*. In: Schnitter P., Eichen C., Ellwanger G., Neukirchen M., & Schröder E. 2006. Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Halle (Saale).

Lemmens T. (2004). De Zeggekorfslak *Vertigo moulinsiana* in Limburg, 76 pp. Eindwerk KHK.

Ministerium für Umwelt und Naturschutz (2004). Lebensräume und Arten der FFH-Richtlinie in Nordrhein-Westfalen, 170 pp, Düsseldorf.

Nijs G., Jacobs I. & Veraghtert W. (2011). Het opvullen van kennisknelpunten van PPS door gebieds- en soortgerichte inventarisaties. Rapport Natuurpunt Studie 2011/11, Natuurpunt Studie, Mechelen, België.

Packet J. (2014). Blauwdruk mollusken. In De Knijf G., Westra T., Onkelinckx T., Quataert P. & M. Pollet (red.) Monitoring Natura 2000-soorten en overige soorten prioritair voor het Vlaams beleid. Blauwdrukken soortenmonitoring in Vlaanderen. Rapport Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO), INBO.R.2014.2319355. Brussel, pp. 79-101.

Søgaard B., Skov F., Ejrnæs R., Nielsen K.E., Pihl S., Clausen P., Laursen K., Bregnballe T., Madsen J., Baatrup-Pedersen A., Søndergaard M., Lauridsen T.L., Møller P.F., Riis-Nielsen T., Buttenschøn R.M., Fredshavn J., Aude E. & Nygaard B. (2003). Kriterier og gunstig bevaringsstatus. Naturtyper og arter omfattet af EF-habitatdirektivet & fugle omfattet af EF-fuglebeskyttelsesdirektivet. 2. udgave. Danmark's Miljøunderøgelser, Rapport nr. 457, København, 462 pp.

Tattersfield P. & McInnes R.J. (2003). Hydrological requirements of *Vertigo moulinsiana* on three candidate Special Areas of Conservation in England. English Nature Research Reports n° 549. Peterborough, 72 pp.

Vercoutere B. (2002). De Zeggekorfslak in België en Nederland. De levende natuur 103 (1), 16-21.

Vercoutere B. (2008). Zeggekorfslak (*Vertigo moulinsiana*). In Adriaens, D. *et al.* (2008). Ontwikkeling van criteria voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding van de habitatrichtlijnsoorten. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2008 (35). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel, pp. 123-126.

Vriens L., Bosch H., De Knijf G., De Saeger S., Guelinckx R., Oosterlinck P., Van Hove M. & Paelinckx D. (2011). De Biologische Waarderingskaart. Biotopen en hun verspreiding in Vlaanderen en het Brussels Hoofdstedelijk Gewest. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. INBO.M.2011.1 Brussel. 416 pp.

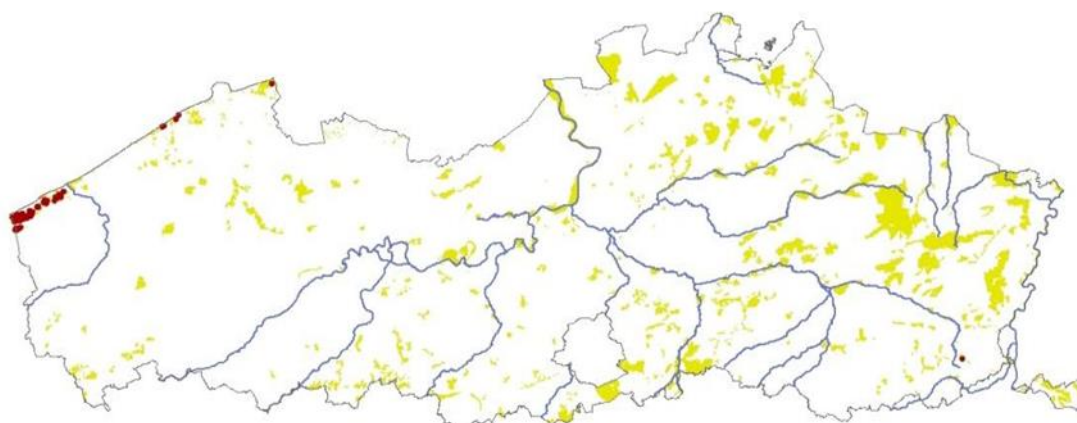
Wells S.M. & Chatfield J.E. (1992). Threatened non-marine molluscs of Europe. – Nature & Environment 64. Council of Europe, Strasbourg.

9.7.3 Nauwe korfslak (*Vertigo angustior*)

Jo Packet & Sam Provoost

9.7.3.1 Verspreiding

De nauwe korfslak komt op dit ogenblik hoofdzakelijk aan de kust voor. In het verleden waren er ook waarnemingen uit het binnenland (Adam 1947, De Wilde 1986). Ondanks een intensieve inventarisatie van potentiële vindplaatsen zijn op dit ogenblik slechts twee binnenlandse vindplaatsen gekend: Hof ter Musschen (Woluwevallei) en de Molenbeemd (bovenlopen van de Demer) (Lemmens 2004). Aan de kust komt de slak relatief frequent voor (Devriese *et al.* 2004). In de duinen en bossen rond De Haan zijn enkele populaties bekend. De andere populaties komen ten westen van Nieuwpoort voor: Westhoek reservaat, Cabourduinen, Oosthoekduinen, Houtsaegerduinen, Krakeelduinen, Ter Yde-Hannecartbos, Schipgatduinen, Noordduinen, Simliduinen, ... (Verschoore 2006). Deze populaties werden reeds halverwege de 20ste eeuw aangetoond (Antheunis 1957). Recentere nieuwe inventarisaties (niet opgenomen in Fig. 30) aan de oost- en middenkust brachten verschillende nieuwe locaties aan het licht, onder meer te Middelkerke, Bredene, Heist en Knokke (Het Zwin) (Severijns *et al.* 2013).



Figuur 30: Vindplaatsen van nauwe korfslak (2005-2014) (bronnen: waarnemingen.be, Natuurpunt; KBIN; INBO; Bart Vercootere, Koen Verschoore, Floris Verhaeghe, pers. data).

9.7.3.2 Leefgebied

Boesveld *et al.* (2011b) beschrijven de voorkeurhabitat van de nauwe korfslak: de soort leeft in de strooisellaag van bomen, struiken en kruiden en in de moslaag op kalkrijke bodem. De vegetaties bestaan onder meer uit onbeheerde graslanden, ruigten en struwelen waarbij vaak een gradiënt van open naar gesloten vegetatie aanwezig is. Boesveld (2011a) specificeert de vegetaties waarin nauwe korfslak het meest wordt gevonden in de duinen: struwelen op kalkrijke bodems, struwelen met duindoorn, onbeheerde graslanden gedomineerd door duinriet, struwelen of bossen met populierachtigen en kwelders en schorren op plaatsen die kortstondig door zeewater worden overspoeld (springtij hoogwaterlijn). Boesveld (2013) bespreekt de geschiktheid van de meeste vegetatietypen in de duinen voor de soort. Een aantal van deze bevindingen werden ook reeds aan onze kust beschreven (Verschoore 2006). De waarneming van de soort in de Zwinvlakte sluit volledig aan bij het zouttolerante karakter van de soort.

Boesveld (2011c) bevestigt dat de aanwezigheid van humus een belangrijk habitatkenmerk vormt maar beschouwt humuslagen van meerdere cm dik als ongunstig. De aanwezigheid van geschikte microhabitats is in zeer sterke mate bepalend of de slak aanwezig is of niet, eerder dan klassieke vegetatiepatronen of grondwaterpeilen.

De binnenlandse populaties bevinden zich in grote zeggenruigten.

9.7.3.3 Methodiek

Populatiegrootte en -densiteit: de slak leeft voornamelijk in de strooisellaag. Gezien de kleine afmetingen van de soort (1.8 mm hoog en 0.8 mm breed) is het tijdens de inventarisatie van de soort in het veld tevens noodzakelijk de strooisellaag te verzamelen en te drogen. Binnen geschikte habitat waarin zich populaties bevinden wordt vanuit een vast punt in een cirkel van 10 meter diameter een zone afgebakend. Binnen deze zone worden gedurende maximaal 30 minuten de levende exemplaren geteld waarbij de aanwezigheid van juveniele exemplaren en hun verhouding met het totaal aantal gevonden exemplaren wordt genoteerd. Voor nauwe korfslak wordt ook specifiek gezocht op of onder grotere stukken hard substraat zoals dood hout, schors, stenen, ... Binnen de zone wordt tevens op vier verschillende, willekeurig gekozen punten de bodem/het strooisel/de vegetatie binnen een oppervlakte van 0,25 m² (50 x 50 cm) meegenomen. De totaaloppervlakte van de staalname bedraagt aldus 1 m². Deze stalen worden vervolgens gedroogd, gezeefd, en de slakken gesorteerd, gedetermineerd en bewaard. Het zeven gebeurt het best met een zeeftrammel met opeenvolgende maaswijdten van 10 mm, 5 mm, 2 mm, 1 mm en 0,5 mm. Er wordt een veldformulier ingevuld waarbij ook kenmerken van de habitat worden beschreven. Van de onderzochte zone wordt een foto gemaakt (Packet 2014).

Vermits er voor Vlaanderen geen kwantitatieve gegevens zijn is het niet mogelijk op basis hiervan dichtheden te bepalen van populaties in een gunstige staat van instandhouding. Kobialka & Colling (2006) vermelden meer dan 20 exemplaren per m² als gunstig. De aantallen die in Vlaanderen tot nu toe werden gevonden doen vermoeden dat dit wellicht niet zo vaak voorkomt. Verschillende auteurs wijzen op de bijzonder grote lokale variabiliteit in populatiegrootte, gaande van één tot honderden individuen (Verschoore 2006, Boesveld 2013). Mogelijks houden de zeer lokale hoge densiteiten verband met de mogelijks klonale voortplanting van de soort. Dit gegeven bemoeilijkt de onderbouwing van concrete streefcijfers wat betreft populatiedichtheden. Bovendien stelt zich, door de geringe trefkans van de soort in het veld, de vraag hoeveel steekproefvlakken per oppervlakte geschikt habitat moeten voldoen aan de vereisten vooraleer een populatie in een gunstige staat verkeert. Nader onderzoek is hieromtrent vereist. In afwachting hiervan worden de criteria in Kobialka & Colling (2006) voor een populatie in een gunstige staat van instandhouding toegepast.

Metapopulatiegrootte : de Nauwe korfslak is in grote mate een zelfbevruchtende soort, met occasionele uitkruising. Genetische criteria gebaseerd op het risico op inteeltdepressie zijn daardoor weinig relevant voor deze soort. We beschouwen hierdoor deze soort buiten categorie (of **categorie 0**, zie Tabel 2), en beoordelen geen metapopulatiecriteria.

Populatiestructuur: de populatiestructuur wordt kwalitatief beoordeeld aan de hand van de aanwezigheid van juveniele slakken en van volwassen exemplaren.

Monitoringstijdstip en -frequentie: de grootte van een populatie kan heel sterk schommelen in de tijd. De populatiedensiteit en -structuur worden bij voorkeur tussen september en november bepaald wanneer de populatie gedomineerd wordt door volwassen exemplaren. Vroeger op het jaar is de populatie vaak nog klein, later op het jaar ontstaat de kans op (nacht)vorst waardoor de slakken afsterven of beschutting zoeken waardoor ze moeilijker op te sporen zijn. Monitoring geschiedt bij voorkeur jaarlijks, en wel telkens rond dezelfde periode en onder gelijkaardige weersomstandigheden (vooral perioden van (nacht)vorst beïnvloedden de populaties negatief).

9.7.3.4 Beoordeling nauwe korfslak

De slak komt actueel voor in twee ecoregio's. De beide populaties in het binnenland hebben een zeer gelijklopende opbouw. Deze verschilt echter van de relatief homogene biotoopkeuze in de duinen. Waar noodzakelijk wordt in de tabel het onderscheid gemaakt.

Referenties	Indicator	Gunstig	Ongunstig
Criterium: Toestand populatie			
Kobialka & Colling 2006	Populatiegrootte	> 20 ex./m ²	≤ 20 ex./m ²
Kobialka & Colling 2006	Populatiestructuur	Adulten én juvenielen aanwezig	Uitsluitend adulten aanwezig
Vercoutere & Verschoore 2008	Afstand tot nabije populatie	Verschillende locaties met een populatie binnen een (deel)gebied	Eén locatie met een populatie binnen een (deel)gebied
Criterium: Habitatkwaliteit			
Kobialka & Colling 2006	Vereiste oppervlakte geschikt habitat	≥ 0,1 ha	< 0,1 ha
Boesveld <i>et al.</i> 2011b	Strooisellaag	Dunne strooisellaag aanwezig	Strooisellaag afwezig of strooisellaag > 2cm dik
Kobialka & Colling 2006	Bodemvochtigheid	Vochtig microklimaat aanwezig zonder langdurige uitdroging of overstromingen	Vochtig microklimaat enkel kortstondig aanwezig of met langdurige overstromingen
Vercoutere & Verschoore 2008		binnenland	
	- pH (grondwater)	≥ 7	< 7
	- GHG ⁽¹⁾ (m-mv)	0-0.25 boven het maaiveld	onder het maaiveld
	- GLG ⁽²⁾ (m-mv)	≤ 0.5 m onder het maaiveld	> 0.5 m onder het maaiveld

¹ GHG: Gemiddelde Hoogste Grondwaterstand, berekend als het rekenkundig gemiddelde van de drie hoogste grondwaterstanden per hydrologisch jaar over een periode van 8 jaar.

² GLG: Gemiddelde Laagste Grondwaterstand, berekend als het rekenkundig gemiddelde van de drie laagste grondwaterstanden per hydrologisch jaar over een periode van 8 jaar.

9.7.3.5 Literatuur

Adam W. (1947). Révision des Mollusques de la Belgique. Verhandelingen van het KBIN nr. 106, Brussel, 297 pp.

Antheunis A. (1957). Biosociologische studie van de Belgische zeeduinen. Verband tussen plantengroei en de molluskenfauna. Verh. Kon. Vl. Acad. Wet. België, 54 p.

Boesveld A., Gmelig Meyling A.W. & van Lente I. (2011a). Verspreidingsonderzoek. Mollusken van de Europese Habitatrichtlijn. Resultaten van het inventarisatiejaar 2010. Nauwe korfslak *Vertigo angustior*. Rapport Stichting Anemoon in opdracht van Ministerie van Landbouw, Natuur- en Voedselkwaliteit. Bennebroek.

Boesveld A., Gmelig Meyling A.W. & de Bruyne R.H. (2011b). Natuurbeheer, bescherming en biotoopeisen van drie bijzondere Nederlandse slakken: de Nauwe korfslak, de Zeggenkorfslak en de Platte schijfhoren. De Levende Natuur 112 (3), 114-119.

Boesveld A. (2013). Onderzoek naar het belang van 15 vegetatietypen voor de Nauwe korfslak in Meijndel en Berkeide en de verspreiding van deze soort in dit Natura 2000-gebied. Rapport Stichting Anemoon in opdracht van Provincie Zuid-Holland. Bennebroek, 47 p.

Cucherat X. (2005). Etats des connaissances sur les especes de mollusques continentaux de la directive "Habitats-Fauna-Flore" dans la region Nord-Pas-de-Calais. Documents Malacologiques. Hors série 3, 53-57.

de Wilde J.J., Marquet R. & Van Goethem J.L. (1986). Voorlopige atlas van de landslakken van België. KBIN, Brussel, 285 pp.

Devriese H., Vercoutere B. & van Loen H. (2004). Landslakken. In: Provoost S. & Bont D. [red.] Levende duinen: een overzicht van de biodiversiteit aan de Vlaamse kust. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud 22 Brussel, 344-366.

Gmelig Meyling A.W. & de Bruyne R.H. (2006). "Inhaalslag Verspreidingsonderzoek Mollusken van de Europese Habitatrichtlijn" Inventarisatieperiode 2004-2005. Nauwe korfslak *Vertigo angustior*. Stichting Anemoon, Hillegom.

Kobialka H. & Colling M. (2006). Kriterien zur Bewertung des Erhaltungszustandes der Populationen der Schmalen Windelschnecke *Vertigo angustior*. In: Schnitter P., Eichen C., Ellwanger G., Neukirchen M., & Schröder E. 2006. Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Halle (Saale).

Lemmens T. (2004). De Zeggekorfslak *Vertigo moulinsiana* in Limburg, 76 pp. Eindwerk KHK.

Packet J. (2014). Blauwdruk mollusken. In De Knijf G., Westra T., Onkelinckx T., Quataert P. & M. Pollet (red.). Monitoring Natura 2000-soorten en overige soorten prioritair voor het Vlaams beleid. Blauwdrukken soortenmonitoring in Vlaanderen. Rapport Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO), INBO.R.2014.2319355. Brussel, pp. 79-101.

Serverijns N., Bauwens F., De Blauwe H. & Brinckman S. (2013). Inventarisatie van de mollusken in de duingebieden langs de Belgische Kust – 2012 Oostkust. Gloria Maris 52 (6), 154-171. Kon. Belg. Veren. voor Conchyliologie. Antwerpen.

Vercoutere B. & Verschoore K. (2008). Nauwe korfslak (*Vertigo angustior*). In: Adriaens, D. *et al.* (2008). Ontwikkeling van criteria voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding van de habitatrichtlijnsoorten. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2008 (35). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel, pp. 127-130.

Verschoore K. (2006). De Nauwe Korfslak, *Vertigo angustior* Jeffreys, 1830 aan de Vlaamse Westkust. Ongepubliceerd rapport, De Panne.

9.8 Zoogdieren - Vleermuizen

Els Lommelen & Ralf Gyselings

9.8.1 Algemene inleiding

Alle vleermuissoorten van Vlaanderen zijn opgenomen in bijlage IV van de Habitatrichtlijn. Voor zes soorten van bijlage II werden Speciale Beschermingszones afgebakend.

Hieronder worden LSVI-criteria en indicatoren uitgewerkt voor alle Vlaamse vleermuissoorten, met uitzondering van tweekleurige vleermuis en kleine dwergvleermuis. Tweekleurige vleermuis is een seizoenaal migrerende soort die over grote afstanden trekt en Vlaanderen is ook op de trekroute van deze soort gelegen. De soort wordt tot nog toe enkel in de trekperiode waargenomen. Er zijn echter geen zomerkolonies of overwinteringsplaatsen van deze soort in Vlaanderen bekend. Kleine dwergvleermuis werd pas vanaf 1999 als afzonderlijke soort beschouwd (Jones & Barratt 1999). Kapfer *et al.* (2007) beschreven de soort als zeldzaam in België. Intussen is veel bijkomend batdetectoronderzoek gebeurd, waarbij de soort gemakkelijk kan herkend worden. In Vlaanderen blijft het een zeldzame soort die slechts sporadisch wordt waargenomen, en waarvan tot nog toe evenmin zomer- of winterverblijfplaatsen bekend zijn.

Vleermuizen leiden een verborgen bestaan. Hoewel veel aspecten van hun ecologie vaak goed gekend zijn, bestaan er nog grote kennislacunes. Het zijn ook erg mobiele soorten: ze migreren niet enkel tussen hun verblijfplaatsen in de winter en de zomer, maar ook binnen eenzelfde seizoen verplaatsen de kolonies zich vaak nog meermaals over afstanden van meerdere tientallen kilometers. Ook de verblijfplaatsen en de gebieden waar naar voedsel gezocht wordt (jachtgebieden) liggen vaak ver uit elkaar. Een aantal soorten vertoont bovendien een uitgesproken seizoensgebonden trekgedrag waarbij meerdere honderden kilometers afgelegd worden tussen de zomer- en winterverblijven (Ahlen 1997, Petit & Mayer 2000, Furmankiewicz & Kucharska 2009, Hedenstrom 2009).

Naast hun hoge mobiliteit, hebben vleermuizen ook een duidelijke sociale structuur. Zomerkolonies bestaan hoofdzakelijk uit wijfjes en hun jongen, terwijl mannetjes er tijdens de zomer en nazomer vaak een territoriaal gedrag op nahouden. In de herfst en de winter zoeken alle dieren een winterverblijfplaats op. In de nazomer en de herfst komen bij een groot aantal soorten de verschillende seksen samen op 'zwermplaatsen'. Zwermplaatsen zijn ook overwinteringsverblijfplaatsen, hoewel niet alle zwermdende dieren overwinteren op dezelfde plaats als ze zwermen. De soortensamenstelling in de overwinteringsverblijfplaatsen is tijdens de zwermperiode vaak verschillend van de soortensamenstelling tijdens de winter. In die zwermperiode vindt ook de voortplanting plaats. Individuen planten er zich daar voort, onafhankelijk van hun kolonie of hun territorium. Door die sociale structuur fungeren de dieren als één metapopulatie die zich tijdelijk kan opdelen in deelpopulaties.

Doordat dieren van verschillende kolonieplaatsen op zwermplaatsen samenkomen om te paren, en doordat er vaak grote afstanden worden afgelegd, strekt de metapopulatie zich voor de meeste soorten uit over grote gebieden, dikwijls zelfs West-Europese schaal. Recente studies tonen inderdaad aan dat de metapopulatie zich voor een aantal uitgesproken standsoorten zelfs uitstrekt over heel West-Europa (Bryja *et al.* 2009, Razgour *et al.* 2014), waardoor het populatiecriterium $N_e > 1000$ van toepassing is. De uitgestrektheid van de metapopulatie is nog niet voor alle soorten gekend. Door de sociale structuur en de lacunes die er nog zijn in de kennis omtrent de uitgestrektheid van de metapopulatie voor sommige soorten enerzijds, en de moeilijkheid om te komen tot een totale census op metapopulatie-niveau anderzijds, worden er in de beoordelingstabellen geen genetische criteria gehanteerd voor de onderscheiden temporele deelpopulaties. Het behoud van genetische diversiteit speelt immers op een grotere, vaak West-Europese schaal. De LSVI-indicator voor de metapopulatiegrootte van vleermuissoorten kan dan ook enkel beoordeeld worden op (West-)Europese schaal (**categorie 3**, zie Tabel 2). Het bepalen van een lokale populatiegrootte van mopsvleermuis is zeer moeilijk uit te voeren zonder een wezenlijke verstoring van de populatie, doordat de kolonies opgesplitst zijn over verschillende lokaties, zeer frequent van locatie wisselen en zeer verstoringgevoelig zijn. Studies in Spanje en Portugal geven echter aan dat op het niveau van deze landen de gefragmenteerde populaties mopsvleermuis genetisch toch als eenzelfde beheerseenheid moeten worden gezien (Juste *et al.* 2003, Rebelo *et al.* 2012). Daarom werd er bij het opstellen van deze LSVI voor gekozen op mopsvleermuis te behandelen als een categorie 3-soort, en geen populatiegrootte mee op te nemen als criterium.

Er is voor gekozen om aparte beoordelingen te maken voor de zomer- en de winterpopulatie en hun respectievelijke leefomgeving, omdat het hier dikwijls een andere samenstelling van individuen betreft. Een winterpopulatie wordt beschouwd op niveau van een winterobject of een cluster van objecten waarvan de

ingangen op minder dan 1 km van elkaar liggen. Een zomerpopulatie wordt beschouwd op het niveau van 1 kraamkolonie. Voor de voortplantingsperiode wordt geen aparte populatie in beschouwing genomen, deze wordt gekoppeld aan de zomer- en/of winterpopulatie al naargelang de plaats(en) waar voortplanting plaatsvindt voor de soort in kwestie.

9.8.1.1 Winterpopulatie

De winterpopulatie wordt beschouwd op niveau van een winterobject of een cluster van objecten waarvan de ingangen op minder dan 1 km van elkaar liggen. Dit cijfer is gebaseerd op vroegere vaststellingen dat vleermuizen in de winter niet verder dan 1 km van het winterverblijf vliegen (Daan 1973). Recenter onderzoek suggereert dat veel vleermuissoorten in de winter ook foerageren en mogelijk wel verder vliegen, maar kwantitatieve gegevens over afgelegde afstanden ontbreken (Zahn & Kriner 2016, Gyselings *et al.* 2017).

Voor een goed winterobject is het zeer belangrijk dat het de juiste habitatkenmerken heeft, in het bijzonder dat het microklimaat voldoet aan de specifieke eisen van de soort, en dat er hangplaatsen of wegkruipmogelijkheden zijn. Wat het klimaat betreft is temperatuur een belangrijke parameter. Om te overwinteren zoeken vleermuizen een zo koud mogelijke plaats op omdat dat hun in staat stelt hun energieverbruik te beperken door hun lichaamstemperatuur te laten zakken (Dietz *et al.* 2011; Nagel & Nagel 1991; Speakman & Racey 1989). De temperatuur mag echter niet dalen onder een bepaald minimum. Deze ondergrens verschilt van soort tot soort (Arlettaz *et al.* 2000). Een optimale overwinteringsplaats is een plaats waar de temperatuur met de buitentemperatuur mee zakt tot in de buurt van de ondergrens. Ideaal is als de temperatuur ook bij terug warmer wordende buitentemperaturen rond die waarde blijft. Dit gebeurt in sterk gebufferde omstandigheden. In dergelijke omstandigheden zal de temperatuur echter ook traag zakken als het buiten terug kouder wordt en geen zeer lage waarden bereiken. Voor sommige soorten gebeurt de overwintering optimaal in dergelijke gebufferde omstandigheden, voor sommige soorten in weinig gebufferde omstandigheden.

Algemeen is het voor alle soorten belangrijk dat er weinig of geen verstoring is, want verstoring kan vleermuizen uit hun winterslaap doen ontwaken, waardoor ze extra energieverlies leiden (Speakman *et al.* 1991; Thomas 1995). Thomas (1995) toonde aan dat menselijke aanwezigheid, zonder daarom de vleermuizen aan te raken, hiervoor al voldoende kan zijn. Hoewel de literatuur niet overal eenduidig is over verstoring door licht en geluid tijdens de winter, is het wel duidelijk dat opwarming de vleermuizen doet ontwaken. Dit betekent dat menselijke aanwezigheid in kleine objecten en smalle gangen bijna altijd zal leiden tot het wakker worden van de aanwezige vleermuizen (door lichaamswarmte), en ook het beschijnen van vleermuizen met halogeenlampen doet ze onvermijdelijk ontwaken (Haarsma & de Hullu 2012). Daarnaast is het maken van kampvuren, vandalisme en het dumpen van afval in winterverblijven ook zeer schadelijk voor vleermuizen (Mitchell-Jones *et al.* 2007). Het is dan ook van het grootste belang dat winterverblijven afgesloten worden, of dat de toegang tijdens de winter tenminste beperkt wordt tot het strikt noodzakelijke. Ook vleermuizeninventarisaties in winterverblijven kunnen door het beschijnen van de vleermuizen beschouwd worden als een grote verstoring, dus deze moeten zeker beperkt worden tot één of hoogstens twee onderzoeken per object per winter. Ze worden liefst overdag uitgevoerd. Ook in de periode van de winterslaap, waarin vleermuizen af en toe ontwaken, zijn zij overdag het minst actief (Park *et al.* 1999, Mitchell-Jones *et al.* 2007). Omdat de onderzoeken naar het effect van verstoring op overwinterende vleermuizen gelijkaardige conclusies opleveren, ongeacht de soort, worden criteria voor verstoring generiek gebruikt voor alle voorkomende soorten.

Bij het afsluiten van gebruikte winterobjecten mag het interne klimaat niet wijzigen ten nadele van reeds aanwezige vleermuizen (Baranauskas 2006), dus een hekwerk is meestal aangewezen bij open ingangen. Bij de plaatsing moet ervoor gezorgd worden dat vleermuizen gemakkelijk kunnen invliegen. Hiervoor zijn horizontale tralies met 15 cm tussenruimte aangewezen, al is omwille van de veiligheid van kinderen op sommige plaatsen een tussenruimte van 13 cm een goed compromis (Mitchell-Jones *et al.* 2007).

Vermits vleermuizen zowel in grote als verspreid in kleine objecten overwinteren, en de aantallen sterk afhangen van de grootte van een object, worden geen populatie aantallen opgenomen als criterium voor winterverblijfplaatsen. De beoordeling van de populatieaantallen dient te gebeuren op een hogere schaal, het gewestelijk niveau.

Van het eind van de zomer tot aan de overwintering bezoeken verschillende soorten meerdere overwinteringsobjecten die soms ver van hun kolonieplaatsen verwijderd zijn (Parsons *et al.* 2003, Glover & Altringham 2008). Zij cirkelen dan dikwijls rond nabij de ingangen van de objecten, roepen, voeren soms korte

achtervolgingsvluchten uit en vliegen in en uit. Dit gedrag wordt zwermen genoemd (Dietz *et al.* 2011). Tijdens het zwermen vinden dikwijls paringen plaats (Angell *et al.* 2013; Bogdanowicz *et al.* 2012; Furmankiewicz 2008; Furmankiewicz *et al.* 2013; Gottfried 2009; Rivers *et al.* 2006), en voor sommige soorten is het zwermen essentieel voor de genetische uitwisseling (Kerth *et al.* 2003). Vermits deze zwermplaatsen niet noodzakelijk dezelfde plaatsen zijn als waar vleermuizen overwinteren (Rivers *et al.* 2006, Arthur & Lemaire 2009), is het belangrijk om te weten in hoeverre overwinteringsobjecten ook gebruikt worden tijdens de zwermperiode. In de beoordelingstabellen zijn enkele criteria opgenomen waaraan overwinteringsobjecten bijkomend moeten voldoen als er gezwermd wordt. Zwermgedrag kan worden vastgesteld door visuele of batdetectorwaarnemingen in de periode van augustus tot half oktober. Om na te gaan welke soorten er precies zwermen, zijn bijkomende vangsten nodig. Voor de beoordeling van de zwermhabitat is het echter niet nodig de soortensamenstelling van de zwermende populatie te kennen. De indicatoren voor zwermgedrag zijn immers generiek voor alle zwermende soorten.

Hoewel vleermuizen soms foeragerend rond straatlampen worden waargenomen (Bartonicka *et al.* 2008), zijn de meeste vleermuissoorten in meer of mindere mate lichtschuw. Enerzijds proberen vleermuizen op die manier predatie door roofvogels te vermijden. Daarnaast geven studies aan dat vleermuisogen speciaal aangepast zijn aan situaties met weinig licht, dat hun zicht beperkter is in lichte omstandigheden (Fure 2006) en dat de foerageerefficiëntie er lager is (Kuijper *et al.* 2008). Hoewel vleermuizen echolocatie gebruiken om zich te oriënteren, is zicht voor hen ook belangrijk om te vliegen en te jagen in de daarvoor optimale omstandigheden. Vermits zoveel soorten lichtschuw zijn, beschouwen we de afwezigheid van verlichting als een belangrijk criterium voor alle soorten, tenzij onderzoek op een specifieke soort heeft aangetoond dat de soort hier minder gevoelig aan is. Afwezigheid van verlichting is belangrijk in verschillende omstandigheden, onder meer bij de kolonies en in de onmiddellijke buurt van de kolonie (Boldogh *et al.* 2007), op vliegroutes (Kuijper *et al.* 2008), op de foerageerplaatsen (Kuijper *et al.* 2008), op overwinteringsplaatsen en op zwermplaatsen. Lichtverontreiniging wordt algemeen beschouwd als een bedreiging voor vleermuispopulaties (Holker *et al.* 2010). Lichtverstoring kan een belangrijk negatief effect hebben op het zwermen. Bij zwermmonderzoek in het fort van Bornem bleek aanschakelen van verlichting de zwermactiviteit volledig te doen stoppen (Dekeukeleire *et al.* 2011). Lichthinder kan in veel gevallen gemittigeerd worden (Fure 2006), door bv. plaatsing van licht met aangepaste kleuren en aangepaste intensiteit (Downs *et al.* 2003), beperken van de lichtverstrooiing naar de omgeving met aangepaste armaturen (Fure 2006), plaatsen van timers of bewegingsdetectoren die de verlichting aansturen (Fure 2006, Day *et al.* 2015). De aanwezigheid van mitigerende maatregelen wordt in de criteria opgenomen waar mogelijk.

9.8.1.2 Zomerpopulatie

Een lokale zomerpopulatie wordt gedefinieerd als een kraamkolonie van vrouwtjes die samen een vaste groep vormen en tijdens de zomer geen contact hebben met andere vrouwtjesgroepen. Bij zolderbewonende soorten zijn dit vaak vaste groepen die een heel seizoen samen blijven wonen op eenzelfde locatie. Bij boombewonende soorten splitsen zulke kraamkolonies vaak op over verschillende verblijven. Ook bij soorten die in spleten en holten van gebouwen verblijven, wordt dergelijk gedrag vastgesteld. We weten niet of een kleine kolonie ongunstig is, of dat er een minimumgrootte is waaronder een kolonie niet meer kan standhouden. Zahn (1999) toonde voor de valse vleermuis aan dat de koloniegrootte de overleving van de jongen niet beïnvloedt. Hij bestudeerde echter enkel kolonies waarin meer dan 50 jongen aanwezig waren. Dit levert ons dus geen betrouwbaar criterium voor aantallen (= toestand van de populatie) op. Vermits voor verschillende soorten moeilijk een aantal kan worden bepaald en er geen eenduidige normen voor een minimum kolonie grootte kunnen worden gesteld, wordt geen aantalscriterium voor de zomerpopulaties opgenomen.

Voor de habitatkenmerken wordt enerzijds gefocust op de omgeving van kraamkolonies en anderzijds op het jachtgebied rondom de verblijfplaatsen. Voor verblijfplaatsen in holle bomen wordt een aantal holtebomen binnen een bepaald gebied vooropgesteld als criterium. Dit is een redelijk generiek criterium, waar uitgegaan wordt van een minimum van 100 holtebomen (Boye & Dietz 2005), tenzij meer gedetailleerde informatie voor een soort beschikbaar is. Dit aantal holtebomen houdt rekening met het feit dat niet alle holten geschikt zijn, en dat er competitie om holten met andere vleermuissoorten en diergroepen is. Tenzij anders vermeld, wordt ervan uitgegaan dat in aanmerking komende holtebomen een diameter op borsthoogte van minstens 40 cm hebben. De criteria zijn opgesteld om de actuele toestand te toetsen en bevatten enkel het actueel aanbod aan holtebomen. Vermits holtenaanbod een dynamisch gegeven is, is de aanwezigheid van opvolgers voor de holtebomen uiteraard ook nodig om de LSVI op een duurzame manier te kunnen blijven behalen (Gyselings & Van der Wijden 2014). Vermits de LSVI de actuele toestand meet is dit echter niet als expliciet criterium opgenomen.

Criteria die evident zijn voor een goed beheer, zoals het controleren van bomen op de aanwezigheid van vleermuizen vooraleer ze gekapt worden, zijn niet expliciet opgenomen in de beoordelingstabel.

Voor gebouwbewonende soorten is predatie door gedomesticeerde katten een bedreiging die significant kan zijn voor het voortbestaan van de lokale populatie (Ancillotto *et al.* 2013). Bereikbaarheid voor katten wordt in dit geval daarom ook als een verstoringscriterium opgenomen.

Om na te gaan of er voldoende geschikt jachtgebied aanwezig is in de omgeving van een kraamkolonie, wordt het gebied rond de verblijfplaats beoordeeld tot op een afstand die overeenkomt met de afstand die de soort gewoonlijk maximaal aflegt om te jagen. Als de exacte kolonieplaats niet gekend is, maar er wel zomerwaarnemingen zijn, of als de kolonie verhuist tussen meerdere verblijfplaatsen, wordt het gebied beschouwd met als middelpunt het centroïd van de verschillende waarnemingen. Binnen dit gebied moeten er voldoende geschikte jachtgebieden liggen, wat wil zeggen dat de totale oppervlakte van jachtgebieden die voldoen aan de opgegeven criteria of de beschrijving in de tekst, hoger moet zijn dan de opgegeven oppervlakte (die gebaseerd is op de leefgebiedgrootte van een gemiddelde kolonie van die soort). Bij de soorten waar het criterium vliegroute is opgenomen in de beoordelingstabel, mogen enkel de jachtgebieden in beschouwing genomen worden die door een vliegroute verbonden zijn met de kolonie.

Mannetjes worden voor de zomerpopulatie volledig buiten beschouwing gelaten omdat ze weinig kritische eisen stellen aan hun verblijf. Door hun solitaire levenswijze zijn ze bovendien moeilijk op te sporen, waardoor opvolging hier niet evident zou zijn. Voor paarplaatsen in de omgeving van zomerverblijven zijn ook geen specifieke criteria opgegeven omdat ze door hun algemeen karakter naar verwachting altijd aanwezig zijn in de omgeving van de zomerverblijven (bv. opvallende boom, nestholte, gevel van gebouw,...).

9.8.1.3 Literatuur

Ahlen, I. (1997). Migratory behaviour of bats at south Swedish coasts. *International journal of Mammalian Biology*, 62(6), 375-380.

Ancillotto, L., M. T. Serangeli, and D. Russo. (2013). Curiosity killed the bat: Domestic cats as bat predators. *Mammalian Biology*, 78, 369-373.

Angell R.L., Butlin R.K. & Altringham J.D. (2013). Sexual Segregation and Flexible Mating Patterns in Temperate Bats. *Plos One*, 8, 7.

Arlettaz R., Ruchet C., Aeschimann J., Brun E., Genoud M. & Vogel P. (2000). Physiological traits affecting the distribution and wintering strategy of the bat *Tadarida teniotis*. *Ecology*, 81, 1004-1014.

Arthur L. & Lemaire M. (2009). Les Chauves-souris de France, Belgique, Luxembourg et Suisse. Mèze: Biotope.

Baranauskas K. (2006). New data on bats hibernating in underground sites in Vilnius, Lithuania. *Acta Zoologica Lituonica* 16, 102-106.

Bartonicka T., Bielik A. & Rehak Z. (2008). "Roost switching and activity patterns in the soprano pipistrelle, *Pipistrellus pygmaeus*, during lactation." *Annales Zoologici Fennici* 45(6): 503-512. Bogdanowicz W., Piksa K. & Tereba A. (2012). Hybridization Hotspots at Bat Swarming Sites. *Plos One*, 7.

Boldogh S., Dobrosi D. & Samu P. (2007). The effects of the illumination of buildings on house-dwelling bats and its conservation consequences. *Acta Chiropterologica*, 9(2), 527-534.

Boye P. & Dietz M. (2005) Development of good practice guidelines for woodland management for bats. *English Nature Research Reports*, nr. 661

Bryja J., Kanuch P., Fornuskova A., Bartonicka T. & Rehak Z. (2009). Low population genetic structuring of two cryptic bat species suggests their migratory behaviour in continental Europe. *Biological Journal of the Linnean Society*, 96(1), 103-114

Daan S. (1973). Activity during natural hibernation in three species of vespertilionid bats. *Netherlands Journal of Zoology*, 23(1), 1-71.

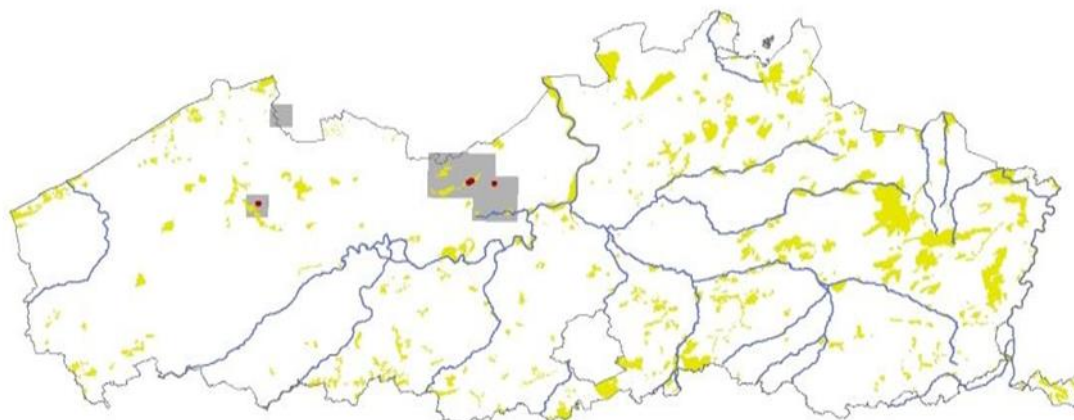
- Day, J., J. Baker, H. Schofield, F. Mathews, and K. J. Gaston. (2015). Part-night lighting: implications for bat conservation. *Animal Conservation*, 18, 512-516.
- Dekeukeleire D., Janssen R., Boers K. & Willems W. (2011). Verkennend onderzoek van zwermmende vleermuizen bij de forten van Antwerpen in 2010. In, Rapport Natuurpunt Studie 2011/9. Mechelen, België.
- Dietz C., Von Helversen O. & Nill D. (2011). Vleermuizen. Alle soorten van Europa en Noordwest-Afrika (P.H.C. Lina, Trans.). Utrecht: de Fontein|Tirion Uitgevers B.V.
- Downs, N. C., V. Beaton, J. Guest, J. Polanski, S. L. Robinson, and P. A. Racey. (2003). The effects of illuminating the roost entrance on the emergence behaviour of *Pipistrellus pygmaeus*. *Biological Conservation*, 111, 247-252.
- Fure A. (2006). Bats and lighting. *The London Naturalist*, 85, 1-20.
- Furmankiewicz J. (2008). Population size, catchment area, and sex-influenced differences in autumn and spring swarming of the brown long-eared bat (*Plecotus auritus*). *Canadian Journal of Zoology*, 86, 207-216.
- Furmankiewicz J., Duma K., Manias K. & Borowiec M. (2013). Reproductive status and vocalisation in swarming bats indicate a mating function of swarming and an extended mating period in *Plecotus auritus*. *Acta Chiropterologica*, 15, 371-385
- Furmankiewicz J. & Kucharska, M. (2009). Migration of bats along a large river valley in Soutwestern Poland. *Journal of Mammalogy*, 90(6), 1310-1317.
- Glover A. M. & Altringham J.D. (2008). Cave selection and use by swarming bat species. *Biological Conservation*, 141(6), 1493-1504.
- Gottfried I. (2009). Use of underground hibernacula by the barbastelle (*Barbastella barbastellus*) outside the hibernation season. *Acta Chiropterologica*, 11, 363-373
- Gyselings, R., Spanoghe, G., Van den Bergh, E. & De Bruyn, L. (2017). Why and when do bats fly out in winter? A field study in the north of Flanders, Belgium. *European Bat Research Symposium*, 1-5 augustus 2017, Donostia-San Sebastian, Spanje.
- Gyselings R. & Van der Wijden B. (2014). Vleermuizen. In: Van Uytvanck J. & Goethals V. (red.) *Handboek voor beheerders. Europese natuurdoelstellingen op het terrein Deel II. Soorten*. Uitgeverij Lannoo, Tielt, pp. 297-320.
- Haarsma A.-J. & de Hullu E. (2012). Keeping bats cool in the winter: hibernating bats and their exposure to 'hot' incandescent lamplight. *Wildlife Biology*, 18(1), 14-23.
- Hedenstrom, A. (2009). Optimal migration strategies in bats. *Journal of Mammalogy*, 90(6), 1298-1309.
- Holker F., Wolter C., Perkin E.K. & Tockner K. (2010). "Light pollution as a biodiversity threat." *Trends in Ecology & Evolution*, 25(12), 681-682.
- Jones G. & Barratt E.M. (1999). *Vespertilio pipistrellus* Schreber, 1774 and *V. pygmaeus* Leach, 1825 (currently *Pipistrellus pipistrellus* and *P. pygmaeus*; Mammalia, Chiroptera): proposed designation of neotypes. *Bulletin of Zoological Nomenclature*, 56(3), 182-186.
- Juste, J., C. Ibanez, D. Trujillo, J. Munoz, and M. Ruedi. (2003). Phylogeography of Barbastelle bats (*Barbastella barbastellus*) in the western Mediterranean and the Canary Islands. *Acta Chiropterologica*, 5, 165-175.
- Kapfer, G., Van de Sijpe, M., Van der Wijden, B., Willems, W., Vandendriessche, B. & Mulkens, B. (2007). First recordings of the soprano pipistrelle *Pipistrellus pygmaeus* (Leach, 1825) in Belgium. *Belgian Journal of Zoology*, 137(1), 111-113.
- Kerth G., Kiefer A., Trappmann C. & Weishaar M. (2003). High gene diversity at swarming sites suggest hot spots for gene flow in the endangered Bechstein's bat. *Conservation Genetics*, 4, 491-499.

- Kuijper, D. P. J., Schut, J., van Dullemen, D., Toorman, H., Goossens, N., Ouweland, J. & Limpens, H.J.G.A. (2008). "Experimental evidence of light disturbance along the commuting routes of pond bats (*Myotis dasycneme*)." *Lutra*, 51(1), 37-49.
- Mitchell-Jones A. J., Bihari Z., Masing M. & Rodrigues L. (2007). Protecting and managing underground sites for bats. EUROBATs Publication Series No. 2 (English version). UNEP/EUROBATs Secretariat, Bonn, Germany, 38 pp.
- Nagel A. & Nagel R. (1991). How do bats choose optimal temperatures for hibernation? *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology*, 99, 323-326.
- Park K. J., Jones G. & Ransome R. D. (1999). Winter activity of a population of greater horseshoe bats (*Rhinolophus ferrumequinum*). *Journal of Zoology*, 248, 419-427.
- Parsons K.N. & Jones G. (2003). Dispersion and habitat use by *Myotis daubentonii* and *Myotis nattereri* during the swarming season: implications for conservation. *Animal Conservation*, 6, 283-290.
- Parsons K.N., Jones G., Davidson-Watts I. & Greenaway F. (2003). Swarming of bats at underground sites in Britain - implications for conservation. *Biological Conservation*, 111(1), 63-70.
- Petit E. & Mayer F. (2000). A population genetic analysis of migration: the case of the noctule bat (*Nyctalus noctula*). *Molecular Ecology*, 9(6), 683-690.
- Razgour O., Rebelo H., Puechmaile S.J., Juste J., Ibáñez C., Kiefer A., Burke T., Dawson D.A., Jones, G. (2014). Scale-dependent effects of landscape variables on gene flow and population structure in bats. *Diversity and Distributions*, 20(10), 1173-1185.
- Rebelo, H., E. Froufe, N. Ferrand, and G. Jones. (2012). Integrating molecular ecology and predictive modelling: implications for the conservation of the barbastelle bat (*Barbastella barbastellus*) in Portugal. *European Journal of Wildlife Research*, 58, 721-732.
- Rivers N.M., Butlin R.K. & Altringham J.D. (2006). Autumn swarming behaviour of Natterer's bats in the UK: Population size, catchment area and dispersal. *Biological Conservation*, 127, 215-226.
- Speakman J.R. & Racey P.A. (1989). Hibernation ecology of the pipistrelle bat - energy expenditure, water requirements and mass loss, implications for survival and the function of winter emergence flights. *Journal of Animal Ecology*, 58, 797-813.
- Speakman J.R., Webb P.I. & Racey P.A. (1991). Effects of disturbance on the energy expenditure of hibernating bats. *Journal of Applied Ecology*, 28, 1087-1104.
- Thomas D.W. (1995). Hibernating bats are sensitive to nontactile human disturbance. *Journal of Mammalogy*, 76, 940-946.
- Zahn A. (1999). Reproductive success, colony size and roost temperature in attic-dwelling bat *Myotis myotis*. *Journal of Zoology*, 247, 275-280.
- Zahn, A. & Kriner, E. (2016). Winter foraging activity of Central European Vespertilionid bats. *Mammalian Biology*, 81(1), 40-45.

9.8.2 Mopsvleermuis (*Barbastella barbastellus*)

9.8.2.1 Verspreiding

Tussen 1998 en 2000 werd een zomerkolonie vastgesteld in Beernem (Vandendriessche 2003). Vermits de soort daarna ruim 10 jaar niet meer waargenomen was in Vlaanderen werd ze op de Rode Lijst opgenomen als lokaal uitgestorven (in Vlaanderen) (Maes *et al.* 2014). In 2014 werd de soort echter foeragerend aangetroffen in het Waasland. In 2015 en 2016 zijn daar ook kraamkolonies aangetroffen (Everaert 2016). Voor de eeuwwisseling waren er enkele winterwaarnemingen in een fort van de Antwerpse fortengordel, in Beernem en in Aalter. De laatst bekende waarneming van een mopsvleermuis in winterslaap dateert van de winter 2000-2001 in een ondergrondse tunnel in Knesselare, maar in 2015 en 2016 zijn tijdens de winter ook nog foeragerende dieren vastgesteld in het Waasland (Everaert 2016).



Figuur 31: Vindplaatsen van mopsvleermuis (grijs: zomerwaarnemingen, 5x5km-UTM-hokken, 1992-2016; rood: wintertellingen, puntwaarnemingen, 1997-2016) (bron: waarnemingen.be, Natuurpunt; vzw Durme & Zoogdierenwerkgroep Waas, Durme & Schelde i.s.m. Vleermuizenwerkgroep Natuurpunt Oost-Vlaanderen).

9.8.2.2 Leefgebied

9.8.2.2.1 Winterhabitat

Mopsvleermuizen overwinteren diep weggekropen in spleten en scheuren in holle bomen (loofbomen) die omgeven zijn door een dichte bladhoudende struikvegetatie (Greenaway 2001). Ze worden echter ook vaak foeragerend vastgesteld tijdens relatief warme periodes in de winter (Everaert 2016). Enkel bij zeer koude weersomstandigheden worden ze ook aangetroffen in grotten, forten, bunkers en ijskelders (Lesinski *et al.* 2004). Daar prefereren ze de meer open, vaak tochtige gedeeltes met een lage temperatuur die zelfs tijdelijk tot onder het vriespunt kan dalen (-2 tot 4°C, Hollander & Limpens 1997). De soort kan goed tegen koude, en overwintert vaak dicht bij de ingang (Hollander & Limpens 1997; Schober & Grimmberger 1998). Baranuskas (2006) beschrijft hoe de populatie afnam in een bunker nadat de ingang afgesloten werd en de temperatuur van 2-4°C vóór inrichting steeg naar 5-7°C na inrichting. Het is dus voor deze soort belangrijk dat overwinteringsobjecten bij inrichting niet worden dichtgemaakt met een poort, maar met open traliewerk zodat de tocht behouden blijft. Zij prefereert een iets lagere luchtvochtigheid (75-90%) dan de meeste andere soorten (Rydell & Bogdanowicz 1997), maar werd in Litouwen ook aangetroffen in hetzelfde winterverblijf als soorten die een hoge luchtvochtigheid verkiezen (Baranuskas 2006). Ook Arthur en Lemaire (2009) vermelden een luchtvochtigheid dichtbij verzadiging voor deze soort. De dieren kruipen weg in (nauwe) spleten of hangen vrij aan muren en plafonds, soms in grote groepen (Sachanowicz & Zub 2002). Voor mopsvleermuis is de aanwezigheid van structuurrijk loofbos in een straal van 1 km rond de winterverblijfplaats belangrijk (Lesinski 2009). Ook open water als drinkplaats moet in de omgeving aanwezig zijn.

9.8.2.2.2 Zomerhabitat

Mopsvleermuis heeft haar zomerverblijf (kraamkamer) in spleten van gebouwen (vaak achter vensterluiken), in boomholten en -scheuren of achter losse schors (Hollander & Limpens 1997; Schober & Grimmberger 1998; Russo

et al. 2004, 2005). Losse schors is voor deze soort belangrijk. Naast een kraamkolonie achter een vensterluik, werden de andere kraamkolonies in het Waasland aangetroffen achter de losse schors van dode Canadese populieren (*Populus canadensis*) in ongemoeid loofbos en gemengd bos met verschillende boomsoorten (Everaert 2016). Kraamkolonies in holle bomen die beschreven zijn in de literatuur worden vooral gevonden in eik (Arthur & Lemaire 2009) en in Italië in beuk (Russo *et al.* 2004). De aanwezigheid van grote oude bomen is belangrijk, evenals drinkplaatsen in een straal van 2 km van de zomerverblijfplaats (Russo *et al.* 2004). Ze maken soms ook gebruik van vleermuiskasten (Dietz *et al.* 2011). De dieren verhuizen regelmatig, soms bijna dagelijks (Hillen *et al.* 2011; Russo *et al.* 2005) en een kolonie splitst vaak op over meerdere verblijfplaatsen (Greenaway 2001). Bij koud weer kruipen ze vaak achter schors laag bij de grond tussen (bladhoudende) ondergroei en bij warm weer benutten ze verblijven hoog in de bomen (Greenaway 2001). De soort is zeer gevoelig aan verstoring (Russo *et al.* 2004). De aanwezigheid van mensen in de buurt van de kolonieplaats kan de dieren aanzetten om onmiddellijk te verhuizen, zelfs overdag (Russo *et al.* 2004). Doordat de kolonies doorgaans klein zijn en de dieren zeer dikwijls verhuizen is het belangrijk dat er veel verblijfsmogelijkheden dicht bij elkaar zijn om een levensvatbare populatie te onderhouden. Als zomerhabitat zijn voldoende grote bosbestanden noodzakelijk met de aanwezigheid van talrijke oude en dode bomen met holten en losse schors (Bashta 2004; Hillen *et al.* 2011; Russo *et al.* 2004). Een onderzochte populatie in Italië leefde in een onbeheerd bos met 5% dode bomen (Russo *et al.* 2004). De soort is zeer gevoelig voor verstoring vanaf paden of wegen (Russo *et al.* 2005). De soort verkiest daarom, ook omwille van het microklimaat, verblijven op minstens 25 m van paden of bosranden (Greenaway 2001). Doordat de dieren regelmatig verhuizen en zeer verstoringsgevoelig zijn, is een inschatting van de koloniegrootte of van de aanwezigheid van jongen nauwelijks mogelijk.

9.8.2.2.3 Jachthabitat

Mopsvleermuis wordt voornamelijk aangetroffen in heuvelachtige gebieden met een rijk gestructureerd oud bosbestand met een goed ontwikkelde ondergroei (Sierro 1999; Russo *et al.* 2004, 2005), in rijk gestructureerde alluviale bossen (Bashta 2004) en in kleinschalige beboste landschappen met voldoende lijnvormige landschapselementen (Vandendriessche 2003). In Engeland werd ze ook in historische landschapsparken aangetroffen (Glendell & Vaughan 2002). Een hoge diversiteit en densiteit aan kleine nachtvlinders is voor deze soort belangrijk, vermits zij in haar voedselkeuze hierop sterk gespecialiseerd is (Andreas *et al.* 2012; Rydell *et al.* 1996; Sierro & Arlettaz 1997; Vandendriessche 2003). Ze jaagt dan ook op plaatsen waar deze voedselbron overvloedig aanwezig is: langs rivieren in het voorjaar, boven weilanden en hagen in de zomer en in dicht bos in de winter (Greenaway 2001). In bossen jaagt ze nét boven de boomkruinen, maar ook onder het bladerdek en op andere plaatsen waar de vegetatie voldoende open is, zoals bospaden en bosweiden (Arthur & Lemaire 2009; Dietz *et al.* 2011; Hillen *et al.* 2011; Gyselings & Van der Wijden 2014; Everaert 2016). Plank *et al.* (2012) observeerden ze voornamelijk jagend op grondniveau. Ze jagen in het midden van de zomer tijdens schemering onder bomen of langs beschutte routes, maar als het donker is, jagen ze ook boven graslanden (Greenaway 2001). Bos, water en insectenrijk grasland kunnen dus beschouwd worden als foerageerhabitat voor mopsvleermuis, waarbij bos door verschillende auteurs aangegeven wordt als belangrijkste foerageerhabitat. Als insectenrijk grasland beschouwen grasland dat volgens de Biologische Waarderingskaart (BWK) minstens als hp* wordt gekarteerd.

Ze gebruiken bomenrijen en hagen als trekroutes in de omgeving van hun kolonie, maar eens het donker is, vliegen ze ook over meer open landschap (Zeale *et al.* 2012). Ze zijn vaak slachtoffer van het verkeer (Lesinski 2011; Medinas *et al.* 2013).

9.8.2.2.4 Voortplanting

Paring vindt plaats in het najaar of tijdens een onderbreking van de winterslaap (Lange *et al.* 1994). Bij onderzoek naar zwermgedrag van vleermuizen in het Verenigd Koninkrijk – het verzamelen nabij grotten, groeven of forten vanaf augustus tot de winterslaap met het oog op voortplanting – werden ook mopsvleermuizen aangetroffen (Gottfried 2009). Dietz *et al.* (2011) en Arthur en Lemaire (2009) vermelden dat de paring plaatsvindt in de nazomer in paarverblijven, bij het zwermen en in winterverblijven.

Waar de soort zwemt mag er geen lichtverstoring zijn en moet menselijke verstoring vermeden worden. Bij zwermen aan een ondergronds winterverblijf kan dit gebeuren door het plaatsen van een correct traliewerk met horizontale spijlen met tussenruimte van 13-15 cm en verticale steunen om de 45-75 cm (Thomaes & Lommelen 2012). Dit zorgt ervoor dat menselijke verstoring wordt tegengehouden, maar dat vleermuizen vrij kunnen in en uit vliegen. Bij zwermen aan gebouwen is het belangrijk dat de omgeving rond het gebouw, bijvoorbeeld de

binnenplaats van een fort, ook verstoringsvrij gehouden wordt. Dit geldt zowel voor menselijke verstoring als voor lichtverstoring.

9.8.2.3 Methodiek

Zwermgedrag aan een winterverblijfplaats: de indicatoren voor zwermgedrag aan een winterverblijfplaats zijn van toepassing als zwermgedrag wordt vastgesteld. De zwermhabitat wordt beoordeeld op drie criteria die door een plaatsbezoek kunnen worden vastgesteld. Ten eerste moet kunstmatige verlichting op de zwermlocatie afwezig zijn. Ten tweede moet menselijke verstoring afwezig zijn. Bij de beoordeling hiervan moet nagegaan worden of daadwerkelijk maatregelen genomen zijn om menselijke verstoring te vermijden en of sporen van menselijke verstoring afwezig zijn. Dergelijke sporen kunnen er immers op wijzen dat de maatregelen niet effectief zijn. Ten derde moet worden nagegaan of eventuele maatregelen de vrije in- en uitvlucht van vleermuizen niet belemmeren (bv. afsluitingen die voor zwermende vleermuizen te gesloten zouden zijn). De beoordeling heeft betrekking op de periode augustus tot half oktober d.i. dezelfde periode waarin zwermgedrag moet worden vastgesteld.

Objecten als winterverblijf

- Buffering temperatuur: voor de beoordeling van de temperatuur van de overwinteringsplaats onderscheiden we vier categorieën van buffering. Om goed te scoren voor het criterium “buffering temperatuur” moeten plaatsen met de juiste categorie in het overwinteringsobject aanwezig zijn. Indien enkel minder of meer gebufferde plaatsen aanwezig zijn leidt dit tot een negatieve score. De beoordeling tot welke categorie een plaats behoort, gebeurt aan de hand van een tijdsreeks van temperatuurmetingen uitgevoerd met loggers over een volledig overwinteringsseizoen (oktober – april). De beoordeling gebeurt tijdens koude perioden. Koude perioden zijn alle perioden waarbij de buitentemperatuur meerdere dagen beneden de opgegeven limiettemperatuur van de categorie was, inclusief en bij voorkeur perioden van meerdere dagen met aanhoudende vorst. De categorieën zijn:

Weinig gebufferd	Temperatuur zakt in koude perioden niet beneden -2°C
Matig gebufferd	Temperatuur zakt in koude perioden niet beneden 0°C
Goed gebufferd	Temperatuur zakt in koude perioden niet beneden 2°C
Sterk gebufferd	Temperatuur zakt in koude perioden niet beneden 7°C

- Microverblijven en hangplaatsen: voor de beoordeling van dit criterium moet via een plaatsbezoek nagegaan worden of er scheuren, kleine holten en gaten aanwezig zijn waarin de dieren kunnen wegkruipen. Deze kunnen van nature aanwezig zijn of kunstmatig zijn aangebracht, bijvoorbeeld door het ophangen van stenen met holten of andere constructies. Daarnaast moeten ook ruwheden aanwezig zijn waaraan de dieren zich kunnen vasthouden om vrij tegen de muur te hangen.
- Lichtverstoring: kunstmatige verlichting moet op de overwinteringsplaats afwezig zijn, na te gaan door een plaatsbezoek.
- Menselijke verstoring: moet afwezig zijn. Dit kan bijvoorbeeld door het afsluiten van het object of de onmiddellijke omgeving ervan. Via een plaatsbezoek moet nagegaan worden of verstoring afwezig is en of eventueel daarvoor de nodige maatregelen genomen zijn.
- Foerageergebied: de aanwezigheid van geschikt foerageergebied dient nagegaan te worden aan de hand van recente luchtfoto's, indien nodig, aangevuld met een plaatsbezoek.
- Connectiviteit: de connectiviteit van het omliggend landschap dient nagegaan te worden aan de hand van recente luchtfoto's, aangevuld met verificatie op het terrein. Dit criterium is van toepassing indien het verblijf niet gelegen is in een bos van minimum 10 ha.

Zomerverblijfplaats in bomen

- Gebiedsgrootte en densiteit aan verblijfplaatsen: de gebiedsgrootte moet bepaald worden d.m.v. luchtfoto's gecombineerd met een plaatsbezoek. De densiteit aan bomen met verblijfplaatsen moet op terrein bepaald worden. Bomen die in aanmerking komen zijn bomen met losse schors of scheuren die minstens 25 meter

verwijderd zijn van randen, bospaden, dreven of wegen. De inventarisatie ervan gebeurt best in de periode dat de bomen niet in blad staan.

- Habitatstructuur: de habitatstructuur moet bepaald worden d.m.v. een plaatsbezoek in de zomerperiode.

Zomerverblijfplaats in gebouwen

- Vervuiling: het gebruik van toxische producten bij houtbehandeling moet nagegaan worden door bevraging bij eigenaars/beheerders.
- Verstoring door predatoren: dit moet bepaald worden d.m.v. een plaatsbezoek in de zomerperiode.
- Lichtverstoring buiten: dit moet bepaald worden d.m.v. een nachtelijk plaatsbezoek in de zomerperiode.

Jachtgebied

- Grootte: de gebiedsgrootte moet bepaald worden d.m.v. luchtfoto's gecombineerd met een plaatsbezoek. Een plaatsbezoek is nodig om te evalueren of potentiële gebieden die geselecteerd werden op luchtfoto voldoen aan de beschrijving van geschikt jachtgebied. Bos moet daarbij minstens de helft van de foerageerhabitat uitmaken.
- Connectiviteit: de connectiviteit moet bepaald worden d.m.v. luchtfoto's gecombineerd met een plaatsbezoek. Foerageergebieden en kolonieplaatsen moeten onderling verbonden zijn door opgaande landschapselementen zonder onderbrekingen groter dan 50 m.
- Lichtverstoring: de aanwezigheid van lichtverstoring moet bepaald worden d.m.v. een nachtelijk plaatsbezoek. Vermits lichtverstoring aanleiding geeft tot een negatieve beoordeling, mogen bij de bepaling van de grootte van het jachtgebied en van de connectiviteit enkel zones en routes meegeteld worden die vrij zijn van lichtverstoring.
- Menselijke verstoring: de doorsnijding van vliegroutes of foerageergebied door drukke wegen geldt als verstorend element. Indien de weg voorzien is van geleidende elementen om een veilige overstek mogelijk te maken en vleurmuizen er naartoe te geleiden moet de weg niet als een doorsnijding worden beschouwd. Een weg is als druk te beschouwen vanaf 100 voertuigen per nacht (Medinas *et al.* 2013).

9.8.2.4 Opmerkingen

Als bij de referentie in de tabel 'GENERIEK' wordt vermeld is dit een criterium dat in principe voor alle vleermuissoorten identiek wordt toegepast. Een verantwoording hiervoor vind je in het inleidend deel.

De basisindicatorlijst is identiek voor alle soorten. Het ontbreken van een indicator in de beoordelingstabel van een welbepaalde soort betekent dat deze indicator niet van toepassing is voor deze soort.

9.8.2.5 Beoordeling mopsvleermuis

Criterion	Indicator	Gunstig	Ongunstig	Referenties
Kwaliteit leefgebied				
<i>Winterpopulatie (augustus - april)</i>				
Zwermgedrag aan winterverblijf	Lichtverstoring	Verlichting afwezig	Verlichting aanwezig	GENERIEK
	Menselijke verstoring	Verstoring met zekerheid afwezig	Verstoring niet met zekerheid afwezig	GENERIEK
Objecten als winterverblijfplaats	Buffering temperatuur	Weinig gebufferd	Andere categorie buffering	Lesinski 1986; Hollander & Limpens 1997; Arthur & Lemaire 2009; Sachanowicz & Zub 2002; Schober & Grimmberger 1998; Webb <i>et al.</i> 1996
	Luchtvochtigheid	> 70%	< 70%	Schober & Grimmberger 1998; Lesinski 1986

criterium	Indicator	Gunstig	Ongunstig	Referenties
<i>Winterpopulatie (augustus - april) (vervolg)</i>				
Objecten als winterverblijfplaats	Microverbleven en hangplaatsen	Aanwezig	Afwezig	Dietz <i>et al.</i> 2011; Arthur & Lemaire 2009; Sachanowicz & Zub 2002; Schober & Grimmberger 1998; Lesinski 1986; Vandendriessche 2003
	Lichtverstoring	Afwezig	Aanwezig	GENERIEK
	Menselijke verstoring	Verstoring met zekerheid afwezig	Verstoring niet met zekerheid afwezig	GENERIEK
	Foerageergebied	Bos van minstens 10 ha aanwezig op minder dan 1 km	Geen bos van 10 ha aanwezig op minder dan 1 km	Lesinski 2009
	Connectiviteit	Verblijf en omliggende bossen verbonden met bomenrijen of hagen	Verblijf en omliggende bossen niet verbonden met bomenrijen of hagen	Hillen <i>et al.</i> 2010; Zeale <i>et al.</i> 2012
<i>Zomerpopulatie (april-oktober)</i>				
Zomerverblijfplaats in bomen	Gebiedsgrootte en densiteit aan verblijfplaatsen	Minimum 10 ha bos met een densiteit van minstens 10 bomen met geschikte verblijven per ha	Kleiner gebied of lagere densiteit aan bomen met verblijfplaatsen	Boye & Dietz 2005
	Habitatstructuur	Talrijk aanwezige ondergroei in het bos, open water op minder dan 2 km afstand	Weinig ondergroei of open water verder dan 2 km	Greenaway 2001; Russo <i>et al.</i> 2004; Dietz <i>et al.</i> 2006
Zomerverblijfplaats in gebouwen	Vervuiling	Houtwerk niet behandeld met toxische producten	Houtwerk behandeld met toxische producten	GENERIEK
	Verstoring door katten als predator	Verblijf niet toegankelijk voor katten	Verblijf toegankelijk voor katten	GENERIEK
	Lichtverstoring binnen	Afwezig	Aanwezig	GENERIEK
	Lichtverstoring buiten	Uitvliegplaats en verbinding met het omliggend landschap niet verlicht of gepaste mitigerende maatregelen aanwezig	Uitvliegplaats en verbinding met het omliggend landschap wel verlicht en geen gepaste mitigerende maatregelen aanwezig	GENERIEK
	Connectiviteit naar de omgeving	Kolonieplaats en foerageergebieden goed verbonden door bomenrijen of hagen	Kolonieplaats en foerageergebieden niet goed verbonden door bomenrijen of hagen	Arthur & Lemaire 2009; Zeale <i>et al.</i> 2012; Greenaway 2001
Jachtgebied	Grootte	In een straal van 7 km rond de kolonieplaats minstens 30% geschikt foerageerhabitat, waarvan minstens de	In een straal van 7 km rond de kolonieplaats minder dan 30% geschikt foerageerhabitat of minder bos	Greenaway 2001; Dietz <i>et al.</i> 2006; Hillen <i>et al.</i> 2009; Hillen <i>et al.</i> 2011; Russo <i>et al.</i> 2004; Dietz <i>et al.</i> 2006
	Connectiviteit	Kolonieplaats en foerageergebieden goed verbonden door bomenrijen of hagen	Kolonieplaats en foerageergebieden niet goed verbonden door bomenrijen of hagen	Arthur & Lemaire 2009; Zeale <i>et al.</i> 2012; Greenaway 2001

Criterion	Indicator	Gunstig	Ongunstig	Referenties
<i>Zomerpopulatie (april-oktober) (vervolg)</i>				
Jachtgebied (vervolg)	Lichtverstoring	Vliegroutes en foerageergebieden niet kunstmatig verlicht of gepaste mitigerende maatregelen aanwezig	Vliegroutes en foerageergebieden wel kunstmatig verlicht en geen gepaste mitigerende maatregelen aanwezig	Greenaway 2001
	Menselijke verstoring	Vliegroutes of jachtgebieden niet doorsneden door drukke wegen	Vliegroutes of jachtgebieden doorsneden door drukke wegen	Lesinski 2011; Medinas <i>et al.</i> 2013

9.8.2.6 Literatuur

Andreas M., Reiter A. & Benda P. (2012). Prey selection and seasonal diet changes in the western barbastelle bat (*Barbastella barbastellus*). *Acta Chiropterologica*, 14(1), 81-92.

Arthur L. & Lemaire M. (2009). Les Chauves-souris de France, Belgique, Luxembourg et Suisse. Mèze: Biotope.

Baranauskas K. (2006). New data on bats hibernating in underground sites in Vilnius, Lithuania. *Acta Zoologica Lituonica* 16, 102-106.

Bashta A.T. (2004). Bat fauna of the plain and foothill parts of the Latorytsia river basin (western Ukraine), with special focus on alluvial forests. *Vespertilio*, 8, 3-11.

Boye P. & Dietz M. (2005) Development of good practice guidelines for woodland management for bats. *English Nature Research Reports*, nr. 661

Dietz C., Von Helversen O. & Nill D. (2011). Vleermuizen. Alle soorten van Europa en Noordwest-Afrika (P. H. C. Lina, Trans.). Utrecht: de Fontein|Tirion Uitgevers B.V.

Everaert J. (2016). Verslag soortenbeschermingsproject vleermuizen in het Waasland en omgeving, met bijzondere aandacht voor de mopsvleermuis: resultaten van 2014 tot 2016. Vzw Durme, in samenwerking met de Vleermuizenwerkgroep van Natuurpunt en de Zoogdierenwerkgroep Waas, Durme & Schelde.

Glendell M. & Vaughan N. (2002). Foraging activity of bats in historic landscape parks in relation to habitat composition and park management. *Animal Conservation* 5, 309-316.

Gottfried I. (2009). Use of underground hibernacula by the barbastelle (*Barbastella barbastellus*) outside the hibernation season. *Acta Chiropterologica*, 11, 363-373

Greenaway F. (2001). The barbastelle in Britain, *British Wildlife*, 12, 327-334.

Gyselings R. & Van der Wijden B. (2014). Vleermuizen. In: Van Uytvanck J. & Goethals V. (red.) *Handboek voor beheerders. Europese natuurdoelstellingen op het terrein Deel II. Soorten*. Uitgeverij Lannoo, Tielt, pp. 297-320.

Hillen J., Kaster T., Pahle J., Kiefer A., Elle O., Griebeler E. M. & Veith M. (2011). Sex-specific habitat selection in an edge habitat specialist, the western barbastelle bat. *Annales Zoologici Fennici*, 48(3), 180-190.

Hollander H. & Limpens H.J.G.A. (1997). Mopsvleermuis *Barbastella barbastellus* (Schreber 1774). In: Limpens H.J.G.A., Mostert K. & Bongers W. (ed.) *Atlas van de Nederlandse Vleermuizen*. KNNV uitgeverij, Utrecht.

Lange R., Twisk P., van Winden A. & Van Diepenbeek A. (1994). *Zoogdieren van West Europa*. KNNV uitgeverij, Utrecht.

Lesinski G. (1986). Ecology of bats hibernating underground in Central Poland. *Acta Theriologica*, 31(37), 507-521.

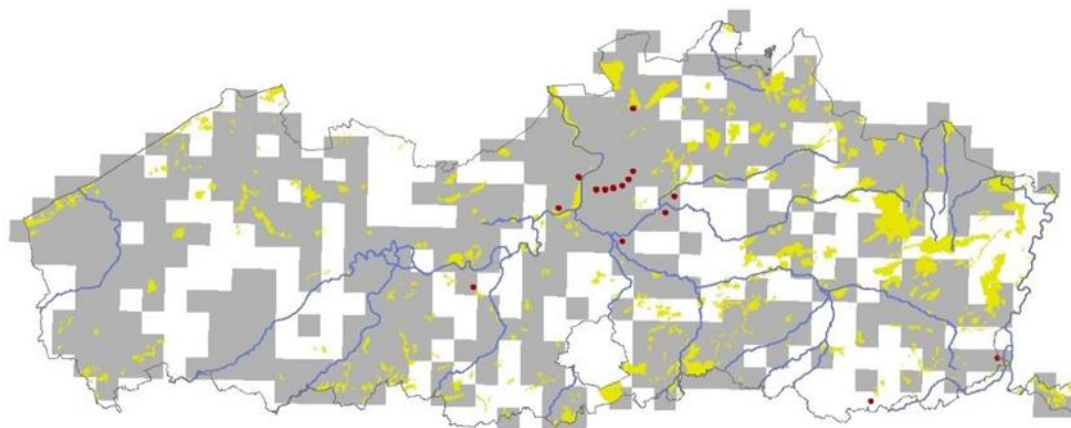
Lesinski G., Sikora A. & Olszewski A. (2011). Bat casualties on a road crossing a mosaic landscape. *European Journal of Wildlife Research*, 57(2), 217-223.

- Maes D., Baert K., Boers K., Casaer J., Criel D., Crevecoeur L., Dekeukeleire D., Gouwy J., Gyselings R., Haelters J., Herman D., Herremans M., Huysentruyt F., Lefebvre J., Lefevre A., Onkelinx T., Stuyck J., Thomaes A., Van Den Berge K., Vandendriessche B., Verbeylen G. & Vercayie D. (2014). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. De IUCN Rode Lijst van de zoogdieren in Vlaanderen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO.R.2014.1828211). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Medinas D., Marques J.T. & Mira A. (2013). Assessing road effects on bats: the role of landscape, road features, and bat activity on road-kills. *Ecological Research*, 28(2), 227-237.
- Parsons K.N., Jones G., Davidson-Watts I. & Greenaway F. (2003). Swarming of bats at underground sites in Britain-implications for conservation. *Biological Conservation*, 111, 63-70.
- Plank M., Fiedler K., & Reiter G. (2012). Use of forest strata by bats in temperate forests. *Journal of Zoology*, 286(2), 154-162.
- Russo D., Cistrone L. & Jones G. (2005). Spatial and temporal patterns of roost use by tree-dwelling barbastelle bats *Barbastella barbastellus*. *Ecography*, 28, 769-776.
- Russo D., Cistrone L., Jones G. & Mazzoleni S. (2004). Roost selection by barbastelle bats (*Barbastella barbastellus*, Chiroptera: Vespertilionidae) in beech woodlands of central Italy: consequences for conservation. *Biological Conservation*, 117, 73-81.
- Rydell J. & Bogdanowicz W. (1997). *Barbastella barbastellus*. *Mammalian Species*, 557, 1-8.
- Rydell J., Natuschke G., Theiler A. & Zingg P. E. (1996). Food habits of the barbastelle bat *Barbastella barbastellus*. *Ecography*, 19(1), 62-66.
- Sachanowicz K. & Zub K. (2002). Numbers of hibernating *Barbastella barbastellus* (Schreiber 1774) (Chiroptera: Vespertilionidae) and thermal conditions in military bunkers. *Mammalian Biology*, 67, 179-184.
- Schober W. & Grimmberger E. (1998). Gids van de vleermuizen van Europa. Tirion, Baarn.
- Sierro A. & Arlettaz R. (1997). Barbastelle bats (*Barbastella spp.*) specialize in the predation of moths: Implications for foraging tactics and conservation. *Acta Oecologica-International Journal of Ecology*, 18, 91-106.
- Sierro A. (1999). Habitat selection by barbastelle bats (*Barbastella barbastellus*) in the Swiss Alps (Valais). *Journal of Zoology*, 248, 429-432.
- Thomaes A. & Lommelen E. (2012). Mergelgroeven (8310). In: Van Uytvanck J. & De Blust G. (red.) Handboek voor beheerders. Europese natuurdoelstellingen op het terrein Deel I. Habitats. Uitgeverij Lannoo, Tielt, pp. 294-302.
- Vandendriessche B. (2003). Mopsvleermuis. In: Verkem S., De Maeseneer J., Vandendriessche B., Verbeylen G., Yskout S., 2003. Zoogdieren in Vlaanderen. Ecologie en verspreiding van 1987 tot 2002. Natuurpunt studie en JNM-zoogdierenwerkgroep, Mechelen/Gent.
- Webb P. I., Speakman J. R. & Racey P. A. (1996). How hot is a hibernaculum? A review of the temperatures at which bats hibernate. *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie*, 74(4), 761-765.
- Zeale M. R. K., Davidson-Watts I. & Jones G. (2012). Home range use and habitat selection by barbastelle bats (*Barbastella barbastellus*): implications for conservation. *Journal of Mammalogy*, 93(4), 1110-1118.

9.8.3 Laatvlieger (*Eptesicus serotinus*)

9.8.3.1 Verspreiding

Tijdens de zomer komt de laatvlieger wijd verspreid voor in Vlaanderen, maar doorgaans in lage dichtheden. Vooral in de Antwerpse Kempen zijn veel kolonies gekend. In de fortengordels rond Antwerpen worden 's winters occasioneel enkele individuen overwinterend aangetroffen maar het is eigenlijk niet geweten waar het gros van de laatvliegers 's winters verblijft.



Figuur 32: Vindplaatsen van laatvlieger (grijs: zomerwaarnemingen, 5x5km-UTM-hokken, 1995-2014; rood: wintertellingen, puntwaarnemingen, 1995-2014) (bron: waarnemingen.be, Natuurpunt; databank Vleermuizenwerkgroep Natuurpunt; Zoogdierenwerkgroep JNM; Ralf Gyselings, INBO; Daan Dekeukeleire, pers. data).

9.8.3.2 Leefgebied

9.8.3.2.1 Winterhabitat

Sporadisch worden exemplaren aangetroffen in de gekende overwinteringsplaatsen (Boeckx 2003). Over de andere winterverblijfplaatsen van de soort is weinig bekend. Er wordt verondersteld dat ze zich verbergt op weinig toegankelijke plaatsen in of nabij de zomerverblijven. Ook in het buitenland worden ze slechts sporadisch aangetroffen in hibernacula (Lesinski *et al.* 2004; Baranauskas 2007; Smirnov *et al.* 2008). De literatuur vermeldt als winterverblijfplaatsen onder andere dakruimten en spouwmuren van gebouwen, frisse kerken met een luchtvochtigheid van 50 tot 70%, redelijk droge kelders, kazematten en andere militaire constructies, rotsspleten, grotten, bodempuin en holle bomen (Arthur & Lemaire 2009; Dietz *et al.* 2011). Ze kiezen in gekende vleermuisoverwinteringsplaatsen de koude en droge plaatsen (Dietz *et al.* 2011). Ze zijn overwinterend waargenomen bij temperaturen tussen 0.5 en 6.5°C (Webb *et al.* 1996), maar verdragen voor kortere tijd temperaturen tot -6°C (Schober & Grimberger 1998). Lesinski (1986) vermeldt een luchtvochtigheid tussen 78 en 92%, maar waarschijnlijk overwinteren ze ook op drogere plaatsen: Arthur en Lemaire (2009) vermelden kerken met 50-70% luchtvochtigheid en Kapteyn (1997) vermeldt vrij droge plekken in gebouwen, plekken die vergelijkbaar zijn met zomerverblijven.

Uit bovenstaande beschrijving blijkt dat de soort weinig veeleisend is wat betreft haar overwinteringsplaats. We gaan ervan uit dat verblijven met deze vereisten in Vlaanderen in voldoende mate aanwezig zijn. Vermits het opsporen van winterverblijven bovendien zeer moeilijk is, stellen we geen expliciete criteria voor winterverblijfplaatsen op. Als de soort zwermend wordt aangetroffen in een winterverblijf gelden wél criteria tijdens de zwermperiode.

9.8.3.2.2 Zomerhabitat

De laatvlieger is een cultuurvolger en bewoont het hele jaar door allerlei typen gebouwen, zoals woonhuizen, kerken en schuren. In de zomer worden kolonies gevormd op zolders of in spouwmuren. Ze verstoppen zich ook graag in nauwe spleten, tussen balken en achter gevelbekleding, waardoor ze moeilijk waarneembaar zijn (Dietz *et al.* 2011; Schober & Grimberger 1998; Boeckx 2003). Ze verkiezen warme plaatsen, bv. onder leien dakbedekking

(Arthur & Lemaire 2009; Boeckx 2003; Harbush & Racey 2006). Als de nachttemperatuur tijdens het zogen zakt tot 12°C of lager en de gemiddelde dagtemperatuur onder 20°C is, is dit ongunstig voor de ontwikkeling van de jongen (Harbush & Racey 2006). Ideaal voor een kraamkolonie is een grote zolder met verschillende compartimenten en temperatuurzones (microklimaten), en een goede buffering tegen extremen (Harbush & Racey 2006). De laatvlieger heeft een voorkeur voor kleine holten en spleten waar ze naar binnen moet kruipen (Fairon *et al.* 2003; Harbush & Racey 2006) en tolereert geen verlichte invliegopening (Arthur & Lemaire 2009). In de kolonieplaats mogen geen toxische behandelingsproducten worden gebruikt (Gyselings & Van der Wijden 2014).

Kolonies die door Kervyn & Libois (2008) in Wallonië werden bestudeerd bestonden uit 20 tot 40 wijfjes. In Litouwen zijn grotere kolonies, tot 100 dieren, gerapporteerd, maar ook daar is dit een uitzondering. Algemene literatuur vermeldt kraamkolonies van 10 tot 50 á 60 individuen, met uitzonderingen van meer dan 100 dieren tot maximum 300. Mannetjes kunnen groepen tot 20 dieren vormen (Arthur & Lemaire 2009; Dietz *et al.* 2011). De koloniegrootte blijft gewoonlijk stabiel en laatvliegers zijn zeer trouw aan hun verblijf (Arthur & Lemaire 2009).

9.8.3.2.3 Jachthabitat

In tegenstelling tot de meeste andere vleurmuizen worden eerder halfopen landschappen geprefereerd, soms enkele kilometers verwijderd van het dagverblijf. De aanwezigheid van aaneengesloten, lijnvormige landschapselementen is niet per se vereist als vliegroute (Boughey *et al.* 2011a; Kapteyn 1997), maar Verboom & Huitema (1997) vonden wel een hogere foerageeractiviteit in de ruime omgeving van lijnvormige opgaande elementen, en Robinson & Stebbings (1997) vermelden dat bomenrijen en hagen als vliegroute werden gebruikt. Bij wonderig weer was dit meer uitgesproken. In stedelijk gebied wordt de soort dikwijls jagend rond straatlantaarns en in parken, tuinen en lanen gezien (Bartonicka & Zupal 2003; Boeckx 2003; Dietz *et al.* 2011). Glendell & Vaughan (2002) vonden laatvlieger foeragerend in parkgebied en boven grasland. Ook aan plassen en kanalen met opgaande vegetatie wordt laatvlieger foeragerend aangetroffen (Gyselings *et al.* 2009). Laatvliegers foerageren vooral op grotere insecten zoals kevers en nachtvlinders die uit de lucht geplukt worden; soms worden glijvluchten uitgevoerd waarbij prooien van de grond geplukt worden (Boeckx 2003). Ze reageren flexibel op de beschikbaarheid van prooidieren als mest-, mei- en junikevers, nachtvlinders en sluipwespen en hebben hierdoor ook een seizoensgebonden variatie in jachthabitats (Boeckx 2003; Dietz *et al.* 2011; Tink *et al.* 2014). In de late zomer jagen ze bijvoorbeeld vaak boven veeweiden met verse mest (Boughey *et al.* 2011b; Catto *et al.* 1996). Ze jagen niet boven akkers (Robinson & Stebbings 1997); bij het ploegen van de grond worden hier immers alle meikeverlarven gedood (Kervyn & Libois 2008). Ze mijden dicht bos en jagen hier enkel in open plekken (Kanuch *et al.* 2008; Plank *et al.* 2012). Samenvattend kan een geschikt jachtgebied omschreven worden als een kleinschalig landbouwlandschap met weiden en opgaande elementen, open water, tuinen, dreven, parkgebied en kleinschalig bosgebied met veel randen en open plekken. Akkers en gesloten bos zijn geen geschikt jachtgebied.

9.8.3.2.4 Voortplanting

Paring gebeurt vanaf midden augustus (Schober & Grimberger 1998). In deze periode zijn mannetjes seksueel actief maar verder is over de paring bij laatvlieger weinig gekend. Soms worden roepende mannetjes op boomstammen of gevels van woningen waargenomen, maar het is niet duidelijk in hoeverre dit met de paarperiode te maken heeft (Kapteyn 1997). Laatvlieger wordt soms ook zwermend aangetroffen (Dekeukeleire *et al.* 2011). Wanneer de dieren zwermen mag er geen lichtverstoring zijn en de zwermplaatsen moeten afgesloten zijn met een traliwerk met horizontale spijlen met een tussenruimte van 13-15 cm en verticale steunen om de 45-75 cm (Thomaes & Lommelen 2012) of het ganse omliggende gebied moet afgesloten zijn.

9.8.3.3 Methodiek

Zwermgedrag aan een winterverblijfplaats: de indicatoren voor zwermgedrag aan een winterverblijfplaats zijn van toepassing als zwermgedrag wordt vastgesteld. Zwermgedrag moet worden vastgesteld in de periode van augustus tot half oktober. De zwermhabitat wordt beoordeeld op drie criteria die door een plaatsbezoek kunnen worden vastgesteld. Ten eerste moet kunstmatige verlichting op de zwermlocatie afwezig zijn. Ten tweede moet menselijke verstoring afwezig zijn. Bij de beoordeling hiervan moet nagegaan worden of daadwerkelijk maatregelen genomen zijn om menselijke verstoring te vermijden en of sporen van menselijke verstoring afwezig zijn. Dergelijke sporen kunnen er immers op wijzen dat de maatregelen niet effectief zijn. Ten derde moet worden nagegaan of eventuele maatregelen de vrije in- en uitvlucht van vleurmuizen niet belemmeren (bv. afsluitingen die voor zwermende vleurmuizen te gesloten zouden zijn).

Zomerverblijfplaats in gebouwen

- Structuur: na te gaan door een plaatsbezoek buiten de koloniekeperiode, gecombineerd met het plaatsen van temperatuurloggers om eventuele temperatuurzones te kunnen onderscheiden.
- Invliegopening: na te gaan door een plaatsbezoek tijdens het uitvliegen.
- Vervuiling: het gebruik van toxische producten voor houtbehandeling moet nagegaan worden door bevraging bij eigenaars/beheerders.
- Verstoring door predatoren: dit moet bepaald worden d.m.v. een plaatsbezoek in de zomerperiode.
- Lichtverstoring buiten: dit moet bepaald worden d.m.v. een nachtelijk plaatsbezoek in de zomerperiode.

Jachtgebied

- Grootte: de gebiedsgrootte moet bepaald worden d.m.v. luchtfoto's gecombineerd met een plaatsbezoek. Een plaatsbezoek is nodig om te evalueren of potentiële gebieden die geselecteerd werden op luchtfoto voldoen aan de beschrijving van geschikt jachtgebied.

9.8.3.4 Opmerkingen

Als bij de referentie in de tabel 'GENERIEK' wordt vermeld is dit een criterium dat in principe voor alle vleermuissoorten hetzelfde wordt toegepast. Een verantwoording hiervoor staat in het inleidend deel.

De basisindicatorlijst is identiek voor alle soorten. Het ontbreken van een indicator in de beoordelingstabel van een welbepaalde soort betekent dat deze indicator niet van toepassing is voor deze soort.

9.8.3.5 Beoordeling laatvlieger

Criterium	Indicator	Gunstig	Ongunstig	Referenties
Kwaliteit leefgebied				
<i>Winterpopulatie (augustus - april)</i>				
Zwermgedrag aan een winterverblijf	Lichtverstoring	Verlichting afwezig	Verlichting aanwezig	GENERIEK
	Menselijke verstoring	Verstoring met zekerheid afwezig	Verstoring niet met zekerheid afwezig	GENERIEK
<i>Zomerpopulatie (april-oktober)</i>				
Zomerverblijfplaats in gebouwen	Structuur	Indien zolder: weggroipmogelijkheden achter balken aanwezig op verschillende hoogten en langs verschillende zijden. Verschillende temperatuurzones aanwezig. Tijdens de lactatieperiode steeds zones met dagtemperatuur > 20°C aanwezig.	Zolder zonder weggroipmogelijkheden of zonder verschillende temperatuurzones of te koud gedurende de lactatieperiode.	Harbush & Racey 2006
	Invliegopening	Toegang via kleine holten en spleten.	Geen toegang via kleine holten en spleten	Fairon <i>et al.</i> 2003, Harbush & Racey 2006
	Vervuiling	Houtwerk niet behandeld met toxische producten	Houtwerk behandeld met toxische producten	GENERIEK

criterium	Indicator	Gunstig	Ongunstig	Referenties
<i>Zomerpopulatie (april-oktober) (vervolg)</i>				
Zomerverblijfplaats in gebouwen	Verstoring door katten als predator	Verblijf niet toegankelijk voor katten	Verblijf toegankelijk voor katten	GENERIEK
	Lichtverstoring binnen	Verblijfplaats niet kunstmatig verlicht	Verblijfplaats kunstmatig verlicht	GENERIEK
	Lichtverstoring buiten	Uitvliegplaats en verbinding met het omliggend landschap niet verlicht of gepaste mitigerende maatregelen aanwezig.	Uitvliegplaats en verbinding met het omliggend landschap wel verlicht en geen gepaste mitigerende maatregelen aanwezig	GENERIEK
	Menselijke verstoring	Geen menselijke aanwezigheid	Soms of regelmatig menselijke aanwezigheid	Briggs 2004
Jachtgebied	Grootte	Minstens 20% geschikt jachtgebied binnen een straal van 7 km rond de kolonie	Minder geschikt jachtgebied aanwezig	Robinson & Stebbings 1997

9.8.3.6 Literatuur

Arthur L. & Lemaire M. (2009). Les Chauves-souris de France, Belgique, Luxembourg et Suisse. Mèze: Biotope.

Baranauskas K. (2007). New data on bats in the Panerai tunnel (Vilnius, Lithuania). Acta Zoologica Lituanica, 17, 244-246.

Bartonicka T. & Zukal J. (2003). Flight activity and habitat use of four bat species in a small town revealed by bat detectors. Folia Zoologica, 52, 155-166.

Boeckx K. (2003). Laatvlieger. In: Verkem S., De Maeseneer J., Vandendriesche B., Verbeylen G., Yskout S., 2003. Zoogdieren in Vlaanderen. Ecologie en verspreiding van 1987 tot 2002. Natuurpunt studie en JNM-zoogdierenwerkgroep, Mechelen/Gent.

Boughey K.L., Lake I.R., Haysom K.A. & Dolman P.M. (2011a). Effects of landscape-scale broadleaved woodland configuration and extent on roost location for six bat species across the UK. Biological Conservation, 144(9), 2300-2310.

Boughey K.L., Lake I.R., Haysom K.A. & Dolman P.M. (2011b). Improving the biodiversity benefits of hedgerows: How physical characteristics and the proximity of foraging habitat affect the use of linear features by bats. Biological Conservation, 144(6), 1790-1798.

Briggs P. (2004). Effect of barn conversion on bat roost sites in Hertfordshire, England. Mammalia, 68(4), 353-364.

Catto C.M.C., Hutson A.M., Racey P.A. & Stephenson P.J. (1996). Foraging behaviour and habitat use of the serotine bat (*Eptesicus serotinus*) in southern England. Journal of Zoology, 238, 623-633.

Dekeukeleire D., Janssen R., Boers K. & Willems W. (2011). Verkennend onderzoek van zwermende vleermuizen bij de forten van Antwerpen in 2010. Rapport Natuurpunt Studie 2011/9, Natuurpunt Studie, Mechelen, België.

Dietz C., Von Helversen O. & Nill D. (2011). Vleermuizen. Alle soorten van Europa en Noordwest-Afrika (P. H. C. Lina, Trans.). Utrecht: de Fontein|Tirion Uitgevers B.V.

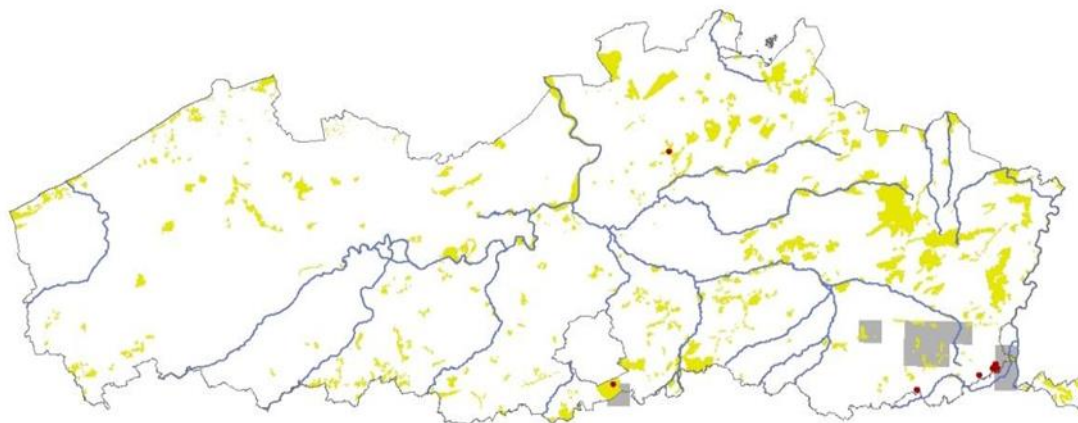
Fairon J., Busch E., Petit T. & Schuiten M. (2003). Guide pour l'aménagement des combles et clochers des églises et d'autres bâtiments. Brochure technique nr. 4. Jambes: Institut royal des Sciences naturelles de Belgique, Groupement nature. 80 p.

- Gaisler J., Zupal J., Rehak Z. & Homolka M. (1998). Habitat preference and flight activity of bats in a city. *Journal of Zoology*, 244, 439-445.
- Glendell M. & Vaughan N. (2002). Foraging activity of bats in historic landscape parks in relation to habitat composition and park management. *Animal Conservation* 5, 309-316.
- Gyselings R., Spanoghe G., Van den Bergh E. & Lefevre A. (2009). Habitat en landschapsgebruik van vleermuizen in de Waaslandhaven Implicaties van en voor een verdere havenontwikkeling. *Natuur.focus* 49-55.
- Gyselings R. & Van der Wijden B. (2014). Vleermuizen. In: Van Uytvanck J. & Goethals V. (red.) *Handboek voor beheerders. Europese natuurdoelstellingen op het terrein Deel II. Soorten*. Uitgeverij Lannoo, Tielt, pp. 297-320.
- Harbusch C. & Racey P.A. (2006). The sessile serotine: the influence of roost temperature on philopatry and reproductive phenology of *Eptesicus serotinus* (Schreber, 1774) (Mammalia :Chiroptera). *Acta Chiropterologica*, 8(1), 213-229.
- Kaňuch P., Danko Š., Celuch M., Krištín A., Pjenčák P., Matis Š. & Šmídt J. (2008). Relating bat species presence to habitat features in natural forests of Slovakia (Central Europe). *Mammalian Biology - Zeitschrift für Säugetierkunde*, 73(2), 147-155.
- Kapteyn K. (1997). Laadvlieger *Eptesicus serotinus* (Schreber, 1774). In: Limpens H.J.G.A., Mostert K. & Bongers W. (red.) *Atlas van de Nederlandse Vleermuizen*. KNNV uitgeverij, Utrecht, pp. 191-201.
- Kervyn T. & Libois R. (2008). The Diet of the serotine bat. A Comparison between rural and urban environments. *Belgian Journal of Zoology*, 138, 41-49.
- Lesinski G. (1986). Ecology of bats hibernating underground in Central Poland. *Acta Theriologica*, 31(37), 507-521.
- Lesinski G., Kowalski M., Domanski J., Dzieciolowski R., Laskowski-Dzieciolowski K. & Dziegielewska M. (2004). The importance of small cellars to bat hibernation in Poland. *Mammalia*, 68, 345-352.
- Pauza D.H. & Pauziene N. (1998). Bats of Lithuania: distribution, status and protection. *Mammal Review*, 2, 53-67.
- Plank M., Fiedler K. & Reiter G. (2012). Use of forest strata by bats in temperate forests. *Journal of Zoology*, 286(2), 154-162.
- Robinson M.F. & Stebbings R.E. (1997). Home range and habitat use by the serotine bat, *Eptesicus serotinus*, in England. *Journal of Zoology*, 243, 117-136.
- Schober W. & Grimmberger E. (1998). *Gids van de vleermuizen van Europa*. Tirion, Baarn.
- Smirnov D.G., Vekhnik V.P., Kurmaeva N.M., Shepelev A.A. & Il'in V.Y. (2008). Spatial structure of the community of bats (Chiroptera : Vespertilionidae) hibernating in artificial caves of Samarskaya Luka. *Biology Bulletin*, 35, 211-218.
- Tink M., Burnside N.G. & Waite S. (2014). A Spatial Analysis of Serotine Bat (*Eptesicus serotinus*) Roost Location and Landscape Structure: A Case Study in Sussex, UK. *International Journal of Biodiversity*, 2014, 9.
- Verboom B. & Huitema H. (1997). The importance of linear landscape elements for the pipistrelle *Pipistrellus pipistrellus* and the serotine bat *Eptesicus serotinus*. *Landscape Ecology*, 12, 117-125.
- Webb P.I., Speakman J.R. & Racey P.A. (1996). How hot is a hibernaculum? A review of the temperatures at which bats hibernate. *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie*, 74(4), 761-765.

9.8.4 Bechsteins vleermuis (*Myotis bechsteinii*)

9.8.4.1 Verspreiding

De grens van het verspreidingsgebied loopt doorheen het zuiden van België. In Vlaanderen is de soort lokaal aanwezig maar nergens in grote aantallen. In Vlaams Haspengouw zijn kolonies van de soort gekend. Tijdens het najaar zijn er waarnemingen van zwermende dieren in de Limburgse mergelgroeven en er is een zomerkolonie vastgesteld in Wallonië, net over de grens met de Voerstreek. Tijdens de wintertellingen is de soort reeds aangetroffen in de Limburgse mergelgroeven en in de bosregio ten zuiden van Brussel.



Figuur 33: Vindplaatsen van Bechsteins vleermuis (grijs: zomerwaarnemingen, 5x5km-UTM-hokken, 1999-2014; rood: wintertellingen, puntwaarnemingen, 1995-2010) (bron: waarnemingen.be, Natuurpunt; databank Vleermuizenwerkgroep Natuurpunt; Zoogdierenwerkgroep JNM; Daan Dekeukeleire, pers. data).

9.8.4.2 Leefgebied

9.8.4.2.1 Winterhabitat

De Bechsteins vleermuis overwintert hoofdzakelijk in holle bomen (Dietz *et al.* 2011). Enkel in kleine aantallen worden ze in de 'klassieke' winterverblijfplaatsen aangetroffen. In Vlaanderen overwinteren de Bechsteins vleermuizen in de Limburgse mergelgroeven en in kleine objecten ten zuiden van Brussel. Daar prefereren ze plaatsen met een hoge luchtvochtigheid en een temperatuur tussen 3°-10°C (Schober & Grimmberger 1998). Webb *et al.* (1996) vermelden 1 en 7 °C als laagste en hoogste overwinteringstemperatuur die in de literatuur vermeld worden. De dieren kruipen vaak weg in smalle spleten of hangen in een nis, waardoor ze bij inventarisaties vaak niet opgemerkt worden. Zo zijn er na een vervuiling in een grot in Cher 40 dode Bechsteins vleermuizen gevonden terwijl er de winters voordien telkens 1 of 2 geteld werden (Arthur & Lemaire 2009).

Waargenomen afstanden tussen winterverblijfplaats en zomerhabitat zijn zeer klein. Lina (1997) vermeldt 35 km als grootste ooit waargenomen afstand. Dietz *et al.* (2011) vermelden maximale afstanden van 40 tot 73 km, maar beschrijven de soort als een standsoort waarbij het zomer- en winterverblijf gewoonlijk slechts een paar kilometer uit elkaar liggen. In Vlaanderen liggen de meeste kolonies tussen 15 en 20 km van de zwermplaatsen en ondergrondse winterverblijven (Janssen & Dekeukeleire 2012).

9.8.4.2.2 Zomerhabitat

De Bechsteins vleermuis is een strikt bosgebonden soort (Lefevre & Verkem 2003; Kanuch *et al.* 2008) die bijna uitsluitend in holle bomen (en vleermuiskasten) wordt aangetroffen (Arthur & Lemaire 2009; Dietz *et al.* 2011; Schober & Grimmberger 1998). Bechsteins vleermuizen verkiezen diepe holen met een specifiek microklimaat en worden vooral teruggevonden in spechtenholen (van grote bonte specht en groene specht) in levende bomen. Ze hebben een voorkeur voor bossen met opmerkelijk veel oude eiken, een gesloten kroonlaag met bomen van verschillende leeftijd die zorgt voor een temperatuurbuffering, en een structuurrijke onderlaag die de invliegopening beschermt (Dietz & Pir 2009). Ze kiezen voor bomen in het midden van het bos en niet aan de rand en holten met kleine openingen om predatie en temperatuurschommelingen te vermijden (Napal *et al.* 2009). Voor kraamkolonies is aangetoond dat zwangere vrouwtjes kiezen voor koelere holten en na de geboorte voor warme

holten (Kerth *et al.* 2001b). Daarom en ook om parasieten te vermijden, wisselen de dieren zeer regelmatig van verblijfplaats (Kerth *et al.* 2001b; Reckardt & Kerth 2007). Ze hebben dan ook nood aan een groot aantal potentiële koloniebomen. Op een seizoen gebruikt een kolonie soms 50 verschillende verblijfplaatsen in een gebied van 40 ha (Dietz *et al.* 2011; Kerth & König 1999). Een andere studie toont aan dat een kolonie tot 20 boomholten per hectare nodig heeft (Dietz & Pir 2009).

9.8.4.2.3 Jachtgebied

Het jachtgebied van de Bechsteins vleermuis is klein en ligt gewoonlijk op minder dan een kilometer van de kolonie (Dietz *et al.* 2011). Uitzonderlijk vliegen ze tot 5 km (Arthur & Lemaire 2009). Ze wordt voornamelijk aangetroffen in oude loofbossen, vooral eik (Arthur & Lemaire 2009; Dietz *et al.* 2011); naaldbossen zijn een suboptimaal habitat (Arrizabalaga-Escudero *et al.* 2014). De soort apprecieert vooral structuurrijke bossen met zones met verschillende gelaagdheden onder de gesloten kroonlaag, dus een struiklaag met bomen van verschillende leeftijden en een deels ontwikkelde kruidlaag. Ook de aanwezigheid van dood hout met een rijke insectenfauna is een belangrijk pluspunt. Kathedraalbossen zonder ondergroei en monoculturen zijn minder aantrekkelijk (Arthur & Lemaire 2009, Dietz *et al.* 2011). Ook in kleinere bossen en in halfopen landschappen die deel uitmaken van een aaneengesloten bosmozaïek komt de soort voor (Lefevre & Verkem 2003). Voorbeelden zijn parken, traditionele hoogstamboomgaarden en bocagelandschappen (Arthur & Lemaire 2009; Bögelsack & Dietz 2013). Ieder dier jaagt in afzonderlijke jachtgebiedjes die bijna niet overlappen met die van andere dieren. Deze gebieden worden jaar na jaar door hetzelfde dier gebruikt (Kerth *et al.* 2001a). Zo'n individueel jachtgebied is 5 tot 60 ha groot, en hierin gebruiken ze 2 tot 10 kernjachtgebiedjes van een tweetal hectaren zeer intensief. (Arthur & Lemaire 2009; Dietz *et al.* 2011; Dietz & Pir 2009). Een volledige kolonie gebruikt een jachtgebied van 70 tot 300 ha (Arthur & Lemaire 2009). Steck & Brinkmann (2013) geven voor een kolonie van 20 vrouwtjes een jachtgebied aan van 75 ha in een straal van 1,5 km rond de kolonie. Dietz *et al.* (2011) vermelden 250 ha. De grootte van het nodige jachtgebied is sterk afhankelijk van de kwaliteit van het bos.

Volgens Arthur & Lemaire (2009) wagen vrouwtjes zich niet verder dan 150 m van bosranden, maar Janssen en Deukeleire (2012) observeerden in Vlaanderen dat ze open gebieden van meer dan 1 km overstaken. Ook Bögelsack & Dietz (2013) vermelden het oversteken van een open vlakte van 800 m. Ze steken open vlaktes als wegen zeer laag over en daardoor zijn ze vaak verkeersslachtoffer bij autowegen (Arthur & Lemaire 2009; Dietz *et al.* 2011). Drukke wegen vormen ook een barrière voor deze soort (Kerth & Melber 2009), tenzij ze nabij de kolonie of op gekende oversteekplaatsen ondertunneld zijn (Dietz *et al.* 2011; Kerth & Melber 2009), of dat er donkere bruggen zijn met veel opgaand groen (Janssen & Deukeleire 2012).

9.8.4.2.4 Voortplanting

Bij onderzoek naar zwermgedrag van vleermuizen in het Verenigd Koninkrijk– het verzamelen nabij grotten, groeven of forten vanaf augustus tot de winterslaap met het oog op voortplanting – werden ook Bechsteins vleermuizen aangetroffen (Parsons *et al.* 2003). Kerth *et al.* (2003) toonden in Duitsland en Zwitserland aan dat zwermplaatsen voor Bechsteins vleermuis belangrijk zijn voor de voortplanting en het onderhoud van de genetische diversiteit. Kolonies bij deze soort bestaan immers uit zeer verwante individuen (Kerth *et al.* 2002). Tijdens het zwermen komen dieren uit verschillende kolonies samen om zich voort te planten. Behalve aan winterverblijven vindt paring in het najaar soms ook plaats in nestkasten en holle bomen (Arthur & Lemaire 2009). Wanneer de dieren zwermen mag er geen lichtverstoring zijn en de zwermplaatsen moeten afgesloten zijn met een traliewerk met horizontale spijlen met een tussenruimte van 13-15 cm en verticale steunen om de 45-75 cm (Thomaes & Lommelen 2012) of het ganse omliggende gebied moet afgesloten zijn.

9.8.4.3 Methodiek

Zwermgedrag aan een winterverblijfplaats: de indicatoren voor zwermgedrag aan een winterverblijfplaats zijn van toepassing als zwermgedrag wordt vastgesteld. De zwermhabitat wordt beoordeeld op drie criteria die door een plaatsbezoek kunnen worden vastgesteld. Ten eerste moet kunstmatige verlichting op de zwermlocatie afwezig zijn. Ten tweede moet menselijke verstoring afwezig zijn. Bij de beoordeling hiervan moet nagegaan worden of daadwerkelijk maatregelen genomen zijn om menselijke verstoring te vermijden en of sporen van menselijke verstoring afwezig zijn. Dergelijke sporen kunnen er immers op wijzen dat de maatregelen niet effectief zijn. Ten derde moet worden nagegaan of eventuele maatregelen de vrije in- en uitvlucht van vleermuizen niet belemmeren (bv. afsluitingen die voor zwermende vleermuizen te gesloten zouden zijn). De beoordeling heeft betrekking op de periode augustus tot half oktober d.i. dezelfde periode waarin zwermgedrag moet worden vastgesteld.

Objecten als winterverblijf

- Buffering temperatuur: voor de beoordeling van de temperatuur van de overwinteringsplaats onderscheiden we vier categorieën van buffering. Om goed te scoren voor het criterium “buffering temperatuur” moeten plaatsen met de juiste categorie in het overwinteringsobject aanwezig zijn. Indien enkel minder of meer gebufferde plaatsen aanwezig zijn leidt dit tot een negatieve score. De beoordeling tot welke categorie een plaats behoort, gebeurt aan de hand van een tijdsreeks van temperatuurmetingen uitgevoerd met loggers over een volledig overwinteringsseizoen (oktober – april). De beoordeling gebeurt tijdens koude perioden. Koude perioden zijn alle perioden waarbij de buitentemperatuur meerdere dagen beneden de opgegeven limiettemperatuur van de categorie was, inclusief en bij voorkeur perioden van meerdere dagen met aanhoudende vorst. De categorieën zijn:

Weinig gebufferd	Temperatuur zakt in koude perioden niet beneden -2°C
Matig gebufferd	Temperatuur zakt in koude perioden niet beneden 0°C
Goed gebufferd	Temperatuur zakt in koude perioden niet beneden 2°C
Sterk gebufferd	Temperatuur zakt in koude perioden niet beneden 7°C

- Microverblijven en hangplaatsen: voor de beoordeling van dit criterium moet via een plaatsbezoek nagegaan worden of er scheuren, kleine holten en gaten aanwezig zijn waarin de dieren kunnen wegkruipen. Deze kunnen van nature aanwezig zijn of kunstmatig zijn aangebracht, bijvoorbeeld door het ophangen van stenen met holten of andere constructies. Daarnaast moeten ook ruwheden aanwezig zijn waaraan de dieren zich kunnen vasthouden om vrij tegen de muur te hangen.
- Lichtverstoring: kunstmatige verlichting moet op de overwinteringsplaats afwezig zijn, na te gaan door een plaatsbezoek.
- Menselijke verstoring: menselijke verstoring moet afwezig zijn. Dit kan bijvoorbeeld door het afsluiten van het object of de onmiddellijke omgeving. Via een plaatsbezoek moet nagegaan worden of verstoring afwezig is en of eventueel daarvoor nodige maatregelen genomen zijn.

Zomerverblijfplaats in bomen

- Gebiedsgrootte en densiteit aan verblijfplaatsen: de gebiedsgrootte kan bepaald worden d.m.v. luchtfoto's gecombineerd met een plaatsbezoek. De densiteit aan bomen met verblijfplaatsen moet op terrein bepaald worden. Bomen die in aanmerking komen zijn levende bomen met holten. De inventarisatie ervan gebeurt best in de periode dat de bomen niet in blad staan.
- Habitatstructuur: de habitatstructuur kan bepaald worden d.m.v. een plaatsbezoek in de zomerperiode.

Jachtgebied

- Grootte: de gebiedsgrootte kan bepaald worden d.m.v. luchtfoto's gecombineerd met een plaatsbezoek. Een plaatsbezoek is nodig om te evalueren of potentiële gebieden die geselecteerd werden op luchtfoto voldoen aan de beschrijving van geschikt jachtgebied. Bos moet daarbij minstens de helft van de foerageerhabitat uitmaken.
- Lichtverstoring: de aanwezigheid van lichtverstoring moet bepaald worden d.m.v. een nachtelijk plaatsbezoek. Vermits lichtverstoring aanleiding geeft tot een negatieve beoordeling, mogen bij de bepaling van de grootte van het jachtgebied en van de connectiviteit enkel zones en routes meegeteld worden die vrij zijn van lichtverstoring.
- Menselijke verstoring: de doorsnijding van vliegroutes of foerageergebied door drukke wegen geldt als verstorend element. Indien de weg voorzien is van geleidende elementen om een veilige oversteek of onderdoorgang mogelijk te maken en vleermuizen er naartoe te geleiden moet de weg niet als een doorsnijding worden beschouwd. Een weg is als druk te beschouwen vanaf 100 voertuigen per nacht (Medinas *et al.* 2013).

9.8.4.4 Opmerkingen

Als bij de referentie in de tabel 'GENERIEK' wordt vermeld is dit een criterium dat in principe voor alle vleermuissoorten hetzelfde wordt toegepast. Een verantwoording hiervoor staat in het inleidend deel.

De basisindicatorlijst is identiek voor alle soorten. Het ontbreken van een indicator in de beoordelingstabel van een welbepaalde soort betekent dat deze indicator niet van toepassing is voor deze soort.

9.8.4.5 Beoordeling Bechsteins vleermuis

Criterium	Indicator	Gunstig	Ongunstig	Referenties
Kwaliteit leefgebied				
<i>Winterpopulatie (augustus - april)</i>				
Zwermgedrag aan een winterverblijf	Lichtverstoring	Verlichting afwezig	Verlichting aanwezig	GENERIEK
	Menselijke verstoring	Verstoring met zekerheid afwezig	Verstoring niet met zekerheid afwezig	GENERIEK
Objecten als winterverblijfplaats	Buffering temperatuur	Goed gebufferde plaatsen aanwezig	Goed gebufferde plaatsen afwezig	(Schober & Grimmberger 1998; Webb <i>et al.</i> 1996)
	Luchtvochtigheid	> 70%	< 70%	Schober & Grimmberger 1998; Lesinski, 1986
	Microverblijven en hangplaatsen	Aanwezig	Afwezig	Arthur & Lemaire 2009
	Lichtverstoring	Afwezig	Aanwezig	GENERIEK
	Menselijke verstoring	Verstoring met zekerheid afwezig	Verstoring niet met zekerheid afwezig	GENERIEK
<i>Zomerpopulatie (april-oktober)</i>				
Zomerverblijfplaats in bomen	Gebiedsgrootte en densiteit aan verblijfplaatsen	Minimum 10 ha bos met een densiteit van minstens 10 bomen met geschikte verblijven per ha	Kleiner gebied of lagere densiteit aan bomen met verblijfplaatsen	Boye & Dietz 2005; Dietz <i>et al.</i> 2013
	Habitatstructuur	Talrijk aanwezige ondergroei in het bos	Geen tot beperkte ondergroei in het bos	Dietz & Pir 2009
Jachtgebied	Grootte	Minstens 250 ha geschikt jachtgebied binnen een straal van 1.5 km rond de kolonie	Jachtgebied < 250 ha	Dietz <i>et al.</i> 2011
	Lichtverstoring	Vliegroutes en foerageergebieden niet kunstmatig verlicht of gepaste mitigerende maatregelen aanwezig	Vliegroutes en foerageergebieden wel kunstmatig verlicht en geen gepaste mitigerende maatregelen aanwezig	Lacoeuilhe <i>et al.</i> 2014
	Menselijke verstoring	Vliegroutes of jachtgebieden niet doorsneden door drukke wegen	Vliegroutes of jachtgebieden doorsneden door drukke wegen	Kerth & Melber 2009

9.8.4.6 Literatuur

Arrizabalaga-Escudero A., Napal M., Aihartza J., Garin I., Alberdi A. & Salsamendi E. (2014). Can pinewoods provide habitat for a deciduous forest specialist? A two-scale approach to the habitat selection of Bechstein's bat. *Mammalian Biology*, 79(2), 117-122.

Arthur L. & Lemaire M. (2009). Les Chauves-souris de France, Belgique, Luxembourg et Suisse. Mèze: Biotope.

Bögelsack K. & Dietz M. (2013) Traditional orchards, Suitable habitats for Bechsteins bats. In: In: Dietz, M. (ed.) (2013): Populationsökologie und Habitatansprüche der Bechsteinfledermaus *Myotis Bechsteinii*. Beiträge zur Fachtagung in der Trinkkuranlage Bad Nauheim, 25-26.02.2011, pp. 151-172.

Boye P. & Dietz M. (2005). Development of good practice guidelines for woodland management for bats. *English Nature Research Reports*, nr. 661.

Dietz M. & Pir J.B. (2009). Distribution and habitat selection of *Myotis bechsteinii* in Luxembourg: implications for forest management and conservation. *Folia Zoologica*, 58(3), 327-340.

Dietz M., Bögelsack K., Dawo B. & Krannich A. (2013). Habitatbindung und räumliche Organisation der Bechsteinfledermaus. In: Dietz, M. (ed.) (2013): Populationsökologie und Habitatansprüche der Bechsteinfledermaus *Myotis Bechsteinii*. Beiträge zur Fachtagung in der Trinkkuranlage Bad Nauheim, 25-26.02.2011, pp. 85-103.

Dietz C., Von Helversen O. & Nill D. (2011). Vleermuizen. Alle soorten van Europa en Noordwest-Afrika (P.H.C. Lina, Trans.). Utrecht: de Fontein|Tirion Uitgevers B.V.

Janssen R. & Dekeukeleire D. (2012). Bechsteins vleermuis in Limburg, indicator van oude bossen en boomgaarden. *LIKONA jaarboek 2011* (pp. 66-76). Genk: LIKONA.

Kanuch P., Danko S., Celuch M., Kristin A., Pjencak P., Matis S. & Smidt J. (2008). Relating bat species presence to habitat features in natural forests of Slovakia (Central Europe). *Mammalian biology*, 73, 147-155.

Kerth G., Kiefer A., Trappmann C. & Weishaar M. (2003). High gene diversity at swarming sites suggest hot spots for gene flow in the endangered Bechstein's bat. *Conservation Genetics*, 4, 491-499.

Kerth G. & König B. (1999). Fission, fusion and nonrandom associations in female Bechstein's bats (*Myotis bechsteinii*). *Behaviour*, 136, 1187-1202.

Kerth G., Safi K. & König B. (2002). Mean colony relatedness is a poor predictor of colony structure and female philopatry in the communally breeding Bechstein's bat (*Myotis bechsteinii*). *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 52, 203-210.

Kerth G. & Melber M. (2009). Species-specific barrier effects of a motorway on the habitat use of two threatened forest-living bat species. *Biological Conservation*, 142(2), 270-279.

Kerth G., Wagner M. & König B. (2001a). Roosting together, foraging apart: information transfer about food is unlikely to explain sociality in female Bechstein's bats (*Myotis bechsteinii*). *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 50(3), 283-291.

Kerth G., Weissmann K. & König B. (2001b). Day roost selection in female Bechstein's bats (*Myotis bechsteinii*): a field experiment to determine the influence of roost temperature. *Oecologia*, 126, 1-9.

Lacoeuilhe A., Machon N., Julien J. F., Le Bocq A. & Kerbiriou C. 2014. The Influence of Low Intensities of Light Pollution on Bat Communities in a Semi-Natural Context. *Plos One*, 9, 8.

Lefevre A. & Verkem S. (2003). Bechsteins vleermuis. In: Verkem S., De Maeseneer J., Vandendriesche B., Verbeylen G., Yskout S., 2003. Zoogdieren in Vlaanderen. Ecologie en verspreiding van 1987 tot 2002. Natuurpunt studie en JNM-zoogdierenwerkgroep, Mechelen/Gent.

Lina P.H.C. (1997). Bechtsteins vleermuis *Myotis bechsteinii* (Kuhl, 1817). In: Limpens H.J.G.A., Mostert K. & Bongers W. (ed.) Atlas van de Nederlandse Vleermuizen. KNNV uitgeverij, Utrecht.

Medinas D., Marques J.T. & Mira A. (2013). Assessing road effects on bats: the role of landscape, road features, and bat activity on road-kills. *Ecological Research*, 28(2), 227-237.

Napal M., Garin I., Goiti U., Salsamendi E. & Aihartza J. (2009). Selection of maternity roosts by *Myotis bechsteinii* (Kuhl, 1817) in the Southwestern Iberian Peninsula. *Acta Chiropterologica*, 11(2), 425-433.

Onkelinx T., Gyselings R. & De Knijf G. (2014). Blauwdruk Vleermuizen. In: de Knijf G., Westra T., Onkelinx T., Quataert P. & M. Pollet (red.) Monitoring Natura 2000-soorten en overige soorten prioritair voor het Vlaams beleid. Blauwdrukken soortenmonitoring in Vlaanderen. Rapport Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO), INBO.R.2014.2319355. Brussel, pp. 135-169.

Parsons K.N., Jones G., Davidson-Watts I. & Greenaway F. (2003). Swarming of bats at underground sites in Britain-implications for conservation. *Biological Conservation*, 111, 63-70.

Reckardt K. & Kerth G. (2007). Roost selection and roost switching of female Bechstein's bats (*Myotis bechsteinii*) as a strategy of parasite avoidance. *Oecologia*, 154, 581-588.

Schober W. & Grimmberger E. (1998). Gids van de vleermuizen van Europa. Tirion, Baarn.

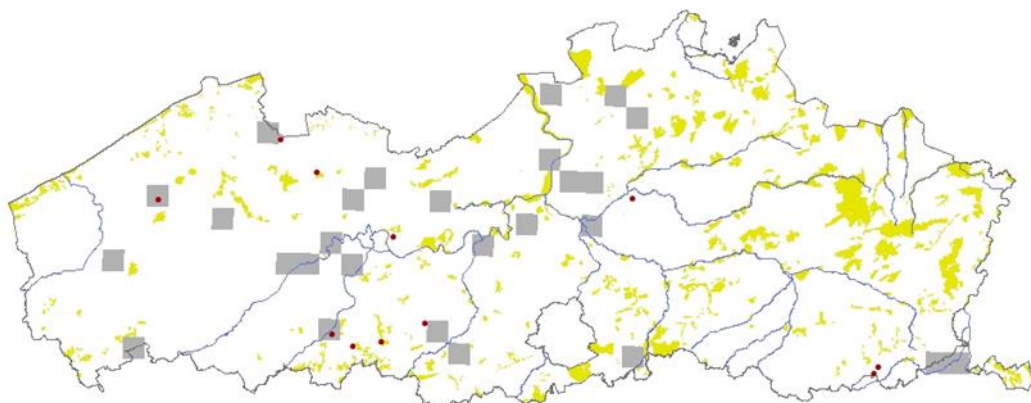
Steck C. & Brinkmann R. (2013). Von Punkt in die Fläche. Habitatmodelle als Instrument zur Abgrenzung von Lebenstätten der Bechsteinfledermaus am südlichen Oberrhein. In: Dietz, M. (ed.) (2013): Populationsökologie und Habitatansprüche der Bechsteinfledermaus *Myotis Bechsteinii*. Beiträge zur Fachtagung in der Trinkkuranlage Bad Nauheim, 25-26.02.2011, pp. 69-83.

Thomaes A. & Lommelen E. (2012). Mergelgroeven (8310). In: Van Uytvanck J. & De Blust G. (red.) Handboek voor beheerders. Europese natuurdoelstellingen op het terrein Deel I. Habitats. Uitgeverij Lannoo, Tielt, pp. 294-302.

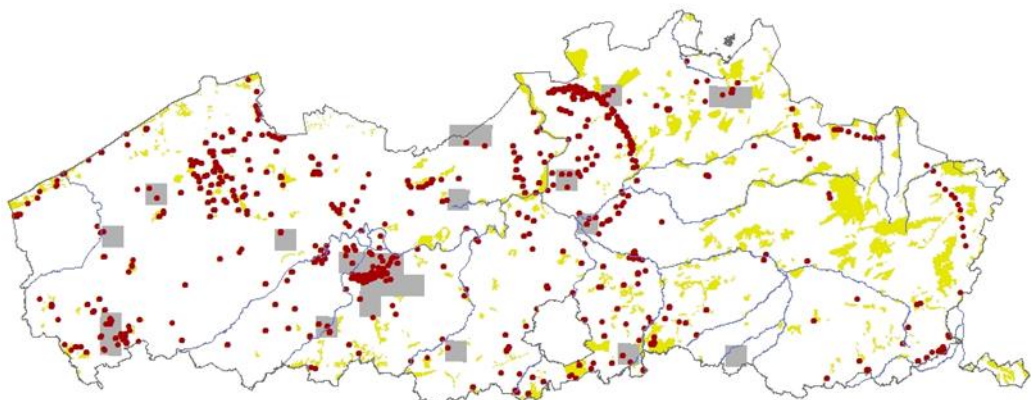
9.8.5 Gewone baardvleermuis (*Myotis mystacinus*)

9.8.5.1 Verspreiding

Bij inventarisaties wordt dikwijls geen onderscheid gemaakt tussen gewone baardvleermuis en Brandts vleermuis (zie Fig. 35), al betreft de meerderheid van deze waarnemingen gewone baardvleermuis. Ze worden in dit geval genoteerd als gewone baardvleermuis / Brandts vleermuis. Er zijn in Vlaanderen weinig gegevens over de verspreiding van de twee soorten afzonderlijk (zie Fig. 34, 36). Met zekerheid onderscheid maken tussen beide soorten kan enkel door de dieren in de hand te nemen. Gezien de meeste waarnemingen winterwaarnemingen zijn, zou dit een ernstige verstoring betekenen.



Figuur 34: Verspreiding van gewone baardvleermuis (grijs: zomerwaarnemingen, 5x5km-UTM-hokken, 1998-2014; rood: wintertellingen, puntwaarnemingen, 1995-2014) (bron: waarnemingen.be, Natuurpunt; databank Vleermuizenwerkgroep Natuurpunt; Zoogdierenwerkgroep JNM; Daan Dekeukeleire, pers. data).



Figuur 35: Verspreiding van gewone baardvleermuis of Brandt's vleermuis op basis van niet-gevalideerde waarnemingen die geen onderscheid tussen beide soorten maken (grijs: zomerwaarnemingen, 5x5km-UTM-hokken, 1998-2014; rood: wintertellingen, puntwaarnemingen, 1995-2014) (bron: waarnemingen.be, Natuurpunt; databank Vleermuizenwerkgroep Natuurpunt; Zoogdierenwerkgroep JNM; Daan Dekeukeleire, pers. data). De meeste waarnemingen betreffen gewone baardvleermuis.

Gewone baardvleermuis/Brandts vleermuis wordt in bijna alle in Vlaanderen gekende overwinteringsplaatsen aangetroffen en foeragerende dieren worden in de zomer in de meeste goed onderzochte bosgebieden

waargenomen, zij het vaak in lage dichtheden. Een aantal kraamkolonies bevinden zich op zolders of in holle bomen.

9.8.5.2 Leefgebied

9.8.5.2.1 Winterhabitat

De gewone baardvleermuis overwintert in (ijs)kelders, forten, mergelgroeven en andere ondergrondse objecten, waarbij ze een voorkeur vertoont voor koelere plaatsen (bv. vaak aan de ingang). In de literatuur variëren de waargenomen overwinteringstemperaturen van -2,5 tot 10,3°C (Nagel & Nagel 1991; Webb *et al.* 1996), met in Rusland zelfs temperaturen van -4,5°C (Smirnov *et al.* 2008). Volgens Arthur en Lemaire (2009) mag de temperatuur niet boven 9°C stijgen, want dan verandert de baardvleermuis van verblijf (Arthur & Lemaire 2009). Verkem en Van der Wijden (2003) vermelden voor deze soort een luchtvochtigheid tussen 82 en 87%. Ze hangt vaak vrij, maar overwintert ook in smalle spleten of in grondpuin en op een hoogte variërend van nabij de grond tot in het gewelf (Arthur & Lemaire 2009; Dietz *et al.* 2011).

De baardvleermuis is een standsoort of korteaftandsmigrant die enkele tientallen kilometers aflegt tussen zomer- en winterverblijf, zelden meer dan 50 km (Arthur & Lemaire 2009; Dietz *et al.* 2011).

9.8.5.2.2 Zomerhabitat

Ze verblijven zowel in gebouwen als in bomen. In gebouwen zijn ze specialist van platte scheidingsruimten en verblijven ze achter vensterluiken, gevelbekleding of in spleten en scheuren (Arthur & Lemaire 2009; Dietz *et al.* 2011; Verkem & Van der Wijden 2003). Op zolders hangen ze vaak in groep aan dakelementen. Ze hebben een voorkeur voor kleine openingen waar ze naar binnen kunnen kruipen (Fairon *et al.* 2003). In bomen hebben ze een voorkeur voor loshangende boomschors, spleten en scheuren, maar ze gebruiken soms ook rottingsholen (Boye & Dietz 2005; Gyselings & Van der wijden 2014). Ook platte vleermuizenkasten worden gebruikt (Arthur & Lemaire 2009). De kraamkolonie verplaatst zich geregeld binnen het leefgebied, maar ze blijven wel trouw dezelfde plekken opzoeken (Arthur & Lemaire 2009; Dietz *et al.* 2011; Verkem & Van der Wijden 2003).

9.8.5.2.3 Jachtgebied

De baardvleermuis jaagt overwegend in bosrijke gebieden (Verkem & Van der Wijden 2003; Zukal & Rehak 2006). Het gaat hier over bossen, boomgaarden en parken (Arthur & Lemaire 2009; Dietz *et al.* 2011). Ze rust in spleten en holttes in bomen en vangt een breed spectrum aan insecten uit de lucht op relatief lage hoogte langs bospaden, bosranden, beken en op open plekken in het bos. De gewone baardvleermuis jaagt in mindere mate ook in parken, tuinen en kleinschalige landschappen met veel houtkanten en bomenrijen. Lijnvormige structuren zijn belangrijk als verbinding tussen jachtgebieden (Schaub & Schnitzler 2007; Korsten & van den Brink 2009) want ze vliegt in het halfdonker tot amper 100 m rechtdoor over open gebied (Arthur & Lemaire 2009). Individuele vleermuizen bezoeken per nacht 4 tot 12 jachtgebieden op maximum 3 km van het verblijf (Arthur & Lemaire 2009; Dietz *et al.* 2011).

9.8.5.2.4 Voortplanting

Voortplanting gebeurt in het najaar en in de winterverblijfplaatsen (Schober & Grimmberger 1998). Zwermgedrag – het verzamelen nabij grotten, groeven of forten vanaf augustus tot de winterslaap met het oog op voortplanting – werd bij de baardvleermuis waargenomen (Glover & Altringham 2008). In de ondergrondse winterverblijven is het een van de talrijkst zwermdende soorten, met een bijna evenwichtige geslachtsverhouding en veel jonge dieren (Dietz *et al.* 2011). Wanneer de dieren zwermen mag er geen lichtverstoring zijn en de zwermplaatsen moeten afgesloten zijn met een traliewerk met horizontale spijlen met een tussenruimte van 13-15 cm en verticale steunen om de 45-75 cm (Thomaes & Lommelen 2012) of het ganse omliggende gebied moet afgesloten zijn.

9.8.5.3 Methodiek

Zwermgedrag aan een winterverblijfplaats: de indicatoren voor zwermgedrag aan een winterverblijfplaats zijn van toepassing als zwermgedrag wordt vastgesteld. Zwermgedrag moet worden vastgesteld in de periode van augustus tot half oktober. De zwermhabitat wordt beoordeeld op drie criteria die door een plaatsbezoek kunnen worden vastgesteld. Ten eerste moet kunstmatige verlichting op de zwermlocatie afwezig zijn. Ten tweede moet menselijke verstoring afwezig zijn. Bij de beoordeling hiervan moet nagegaan worden of daadwerkelijk maatregelen genomen zijn om menselijke verstoring te vermijden en of sporen van menselijke verstoring afwezig zijn. Dergelijke sporen

kunnen er immers op wijzen dat de maatregelen niet effectief zijn. Ten derde moet worden nagegaan of eventuele maatregelen de vrije in- en uitvlucht van vleermuizen niet belemmeren (bv. afsluitingen die voor zwermende vleermuizen te gesloten zouden zijn). De beoordeling heeft betrekking op de periode augustus tot half oktober.

Objecten als winterverblijf

- Buffering temperatuur: voor de beoordeling van de temperatuur van de overwinteringsplaats onderscheiden we vier categorieën van buffering. Om goed te scoren voor het criterium “buffering temperatuur” moeten plaatsen met de juiste categorie in het overwinteringsobject aanwezig zijn. Indien enkel minder of meer gebufferde plaatsen aanwezig zijn, leidt dit tot een negatieve score. De beoordeling tot welke categorie een plaats behoort, gebeurt aan de hand van een tijdsreeks van temperatuurmetingen uitgevoerd met loggers over een volledig overwinteringsseizoen (oktober – april). De beoordeling gebeurt tijdens koude perioden. Koude perioden zijn alle perioden waarbij de buitentemperatuur meerdere dagen beneden de opgegeven limiettemperatuur van de categorie was, inclusief en bij voorkeur perioden van meerdere dagen met aanhoudende vorst. De categorieën zijn:

Weinig gebufferd	Temperatuur zakt in koude perioden niet beneden -2°C
Matig gebufferd	Temperatuur zakt in koude perioden niet beneden 0°C
Goed gebufferd	Temperatuur zakt in koude perioden niet beneden 2°C
Sterk gebufferd	Temperatuur zakt in koude perioden niet beneden 7°C

- Microverblijven en hangplaatsen: voor de beoordeling van dit criterium moet via een plaatsbezoek nagegaan worden of er scheuren, kleine holten en gaten aanwezig zijn waarin de dieren kunnen wegkruipen. Deze kunnen van nature aanwezig zijn of kunstmatig zijn aangebracht, bijvoorbeeld door het ophangen van stenen met holten of andere constructies. Daarnaast moeten ook ruwheden aanwezig zijn waaraan de dieren zich kunnen vasthouden om vrij tegen de muur te hangen.
- Lichtverstoring: kunstmatige verlichting moet op de overwinteringsplaats afwezig zijn, na te gaan door een plaatsbezoek.
- Menselijke verstoring: menselijke verstoring moet afwezig zijn. Dit kan bijvoorbeeld door het afsluiten van het object of de onmiddellijke omgeving. Via een plaatsbezoek moet nagegaan worden of verstoring afwezig is en of eventueel daarvoor nodige maatregelen genomen zijn.

Zomerverblijfplaats in bomen

- Gebiedsgrootte en densiteit aan verblijfplaatsen: de gebiedsgrootte moet bepaald worden d.m.v. luchtfoto's gecombineerd met een plaatsbezoek. De densiteit aan bomen met verblijfplaatsen moet op terrein bepaald worden. Bomen die in aanmerking komen zijn levende bomen met holten. De inventarisatie ervan gebeurt best in de periode dat de bomen niet in blad staan.

Zomerverblijfplaats in gebouwen

- Structuur: na te gaan door een plaatsbezoek buiten de kolonieperiode.
- Invliegopening: na te gaan door een plaatsbezoek tijdens het uitvliegen.
- Vervuiling: het gebruik van toxische producten voor houtbehandeling moet nagegaan worden door bevraging bij eigenaars/beheerders.
- Verstoring door predatoren: dit moet bepaald worden d.m.v. een plaatsbezoek in de zomerperiode.
- Lichtverstoring buiten: dit moet bepaald worden d.m.v. een nachtelijk plaatsbezoek in de zomerperiode.

Jachtgebied

- Grootte & connectiviteit: de gebiedsgrootte en connectiviteit moeten bepaald worden d.m.v. luchtfoto's gecombineerd met een plaatsbezoek. Een plaatsbezoek is nodig om te evalueren of potentiële gebieden die

geselecteerd werden op luchtfoto voldoen aan de beschrijving van geschikt jachtgebied en of verbindingen ook reëel op terrein nog aanwezig zijn.

- Lichtverstoring: aanwezigheid van lichtverstoring moet bepaald worden d.m.v. een nachtelijk plaatsbezoek. Vermits lichtverstoring aanleiding geeft tot een negatieve beoordeling, mogen bij de bepaling van de grootte van het jachtgebied en van de connectiviteit enkel zones en routes meegeteld worden die vrij zijn van lichtverstoring.
- Menselijke verstoring: de doorsnijding van vliegroutes of foerageergebied door drukke wegen geldt als verstorend element. Indien de weg voorzien is van geleidende elementen om een veilige oversteek of bij voorkeur onderdoorgang mogelijk te maken en vleermuizen er naartoe te geleiden moet de weg niet als een doorsnijding worden beschouwd. Een weg is als druk te beschouwen vanaf 100 voertuigen per nacht (Medinas *et al.* 2013).

9.8.5.4 Opmerkingen

Als bij de referentie in de tabel GENERIEK wordt vermeld is dit een criterium dat in principe voor alle vleermuissoorten hetzelfde wordt toegepast. Een verantwoording hiervoor staat in het inleidend deel.

De indicatoren zijn dezelfde bij alle soorten. Als een indicator niet is ingevuld wordt dit criterium niet gebruikt bij deze soort.

9.8.5.5 Beoordeling gewone baardvleermuis

Criterium	Indicator	Gunstig	Ongunstig	Referenties
Kwaliteit leefgebied				
<i>Winterpopulatie (augustus - april)</i>				
Zwermgedrag aan een winterverblijf	Lichtverstoring	Verlichting afwezig	Verlichting aanwezig	GENERIEK
	Menselijke verstoring	Verstoring met zekerheid afwezig	Verstoring niet met zekerheid afwezig	GENERIEK
Objecten als winterverblijfplaats	Buffering temperatuur	Matig gebufferde plaatsen aanwezig	Matig gebufferde plaatsen afwezig	Schober & Grimmberger 1998; Webb <i>et al.</i> 1996; Smirnov <i>et al.</i> 2008
	Luchtvochtigheid	> 80%	< 80%	Verkem & Van der Wijden 2003
Objecten als winterverblijfplaats	Microverblijven en hangplaatsen	Aanwezig	Afwezig	Dietz <i>et al.</i> 2011; Arthur & Lemaire 2009
	Lichtverstoring	Afwezig	Aanwezig	GENERIEK
	Menselijke verstoring	Verstoring met zekerheid afwezig	Verstoring niet met zekerheid afwezig	GENERIEK
	Foerageergebied	Jachtgebied aanwezig op minder dan 1 km van de overwinteringsplaats	Geen jachtgebied aanwezig op minder dan 1 km van de overwinteringsplaats	GENERIEK
	Connectiviteit	Verblijf en omliggende jachtgebieden verbonden met bomenrijen of hagen	Verblijf en omliggende jachtgebieden niet verbonden met bomenrijen of hagen	Schaub & Schnitzler 2007; Korsten <i>et al.</i> 2009
<i>Zomerpopulatie (april-oktober)</i>				
Zomerverblijfplaats in bomen	Gebiedsgrootte en densiteit aan verblijfplaatsen	Minimum 10 ha bos met een densiteit van minstens 10 bomen met geschikte verblijven per ha	Kleiner gebied of lagere densiteit aan bomen met verblijfplaatsen	Boye & Dietz 2005; Dietz <i>et al.</i> 2011

Criterion	Indicator	Gunstig	Ongunstig	Referenties
<i>Zomerpopulatie (april-oktober) (vervolg)</i>				
Zomerverblijfplaats in gebouwen	Structuur	Indien zolder: wegkruipmogelijkheden achter balken aanwezig op verschillende hoogten en langs verschillende zijden	Indien zolder: variatie aan wegkruipmogelijkheden achter balken niet aanwezig op verschillende hoogten en langs verschillende zijden	Korsten & van den Brink 2009
	Invliegopening	Toegang via kleine holten en spleten	Geen toegang via kleine holten en spleten	Fairon <i>et al.</i> 2003
	Vervuiling	Houtwerk niet behandeld met toxische producten	Houtwerk behandeld met toxische producten	GENERIEK
	Verstoring door katten als predator	Verblijf niet toegankelijk voor katten	Verblijf toegankelijk voor katten	GENERIEK
	Lichtverstoring binnen	Verblijfplaats niet kunstmatig verlicht	Verblijfplaats kunstmatig verlicht	GENERIEK
	Lichtverstoring buiten	Uitvliegplaats en verbinding met het omliggend landschap wel verlicht en geen gepaste mitigerende maatregelen aanwezig	Uitvliegplaats en verbinding met het omliggend landschap niet verlicht of gepaste mitigerende maatregelen aanwezig	GENERIEK
	Menselijke verstoring	Geen menselijke aanwezigheid	Soms of regelmatig menselijke aanwezigheid	GENERIEK
	Connectiviteit naar de omgeving	Verblijf en omliggende jachtgebieden verbonden met bomenrijen of hagen	Verblijf en omliggende jachtgebieden niet verbonden met bomenrijen of hagen	Schaub & Schnitzler 2007; Korsten <i>et al.</i> 2009
Jachtgebied	Grootte	Minstens 250 ha geschikt jachtgebied binnen een straal van 3 km rond de kolonie	Jachtgebied < 250 ha	Boye & Dietz 2005; Dietz <i>et al.</i> 2011; Buckley <i>et al.</i> 2013
	Connectiviteit	Verblijf en jachtgebieden verbonden met landschapselementen zoals bomenrijen of hagen	Verblijf en jachtgebieden niet verbonden met landschapselementen zoals bomenrijen of hagen	Schaub & Schnitzler 2007; Korsten <i>et al.</i> 2009, Arthur & Lemaire 2009; Dietz <i>et al.</i> 2011
	Lichtverstoring	Vliegroutes en foerageergebieden niet kunstmatig verlicht of gepaste mitigerende maatregelen aanwezig	Vliegroutes en foerageergebieden wel kunstmatig verlicht en geen gepaste mitigerende maatregelen aanwezig	Lacoeuilhe <i>et al.</i> 2014
	Menselijke verstoring	Vliegroutes of jachtgebieden niet doorsneden door drukke wegen	Vliegroutes of jachtgebieden doorsneden door drukke wegen	Kerth & Melber 2009

9.8.5.6 Literatuur

Arthur L. & Lemaire M. (2009). Les Chauves-souris de France, Belgique, Luxembourg et Suisse. Mèze: Biotope.

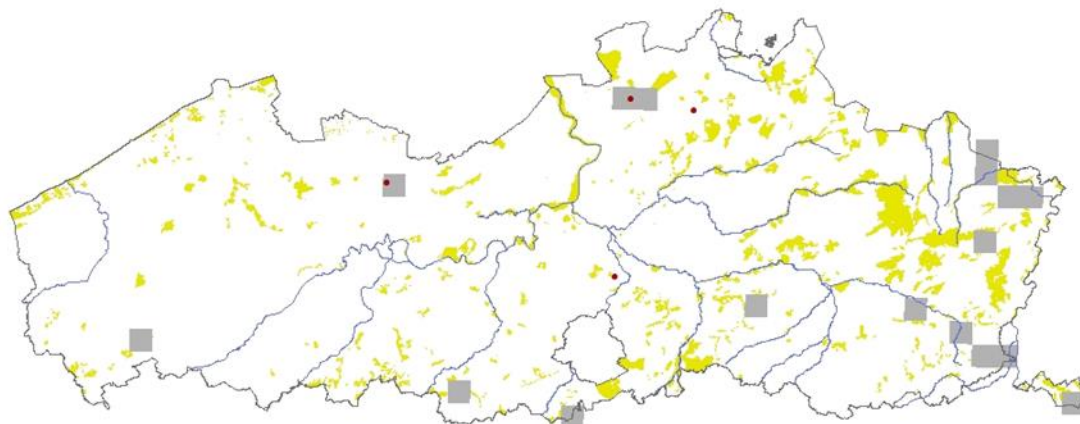
Boye P. & Dietz M. (2005). Development of good practice guidelines for woodland management for bats. English Nature Research Reports, nr. 661

- Buckley, D. J., Lundy, M. G., Boston, E. S. M., Scott, D. D., Gager, Y., Prodohl, P., Marnell, F., Montgomery, W. I. & Teeling, E. C. (2013). The spatial ecology of the whiskered bat (*Myotis mystacinus*) at the western extreme of its range provides evidence of regional adaptation. *Mammalian Biology*, 78(3), 198-204.
- Dietz C., Von Helversen O. & Nill D. (2011). Vleermuizen. Alle soorten van Europa en Noordwest-Afrika (P. H. C. Lina, Trans.). Utrecht: de Fontein|Tirion Uitgevers B.V.
- Fairon J., Busch E., Petit T. & Schuiten M. (2003). Guide pour l'aménagement des combles et clochers des églises et d'autres bâtiments. Brochure technique nr. 4. Jambes: Institut royal des Sciences naturelles de Belgique, Groupement nature. 80 p.
- Glover A.M. & Altringham J.D. (2008). Cave selection and use by swarming bat species. *Biological Conservation*, 141, 1493-1504.
- Gyselings R. & Van der Wijden B. (2014). Vleermuizen. In: Van Uytvanck J. & Goethals V. (red.) Handboek voor beheerders. Europese natuurdoelstellingen op het terrein Deel II. Soorten. Uitgeverij Lannoo, Tielt, pp. 297-320.
- Kerth G. & Melber M. (2009). Species-specific barrier effects of a motorway on the habitat use of two threatened forest-living bat species. *Biological Conservation*, 142(2), 270-279.
- Korsten E. & van den Brink N. (2009). Baardvleermuizen in Ginneken en omgeving: Ecologisch en toxicologisch onderzoek naar de kraamverblijfplaats van baardvleermuizen op de Hervormde Kerk te Ginneken. Rapport van de Zoogdiervereniging 2009.046. Nijmegen.
- Lacoeuilhe A., Machon N., Julien J. F., Le Bocq A. & Kerbiriou C. 2014. The Influence of Low Intensities of Light Pollution on Bat Communities in a Semi-Natural Context. *Plos One*, 9, 8.
- Medinas D., Marques J.T. & Mira A. (2013). Assessing road effects on bats: the role of landscape, road features, and bat activity on road-kills. *Ecological Research*, 28(2), 227-237.
- Nagel A. & Nagel R. (1991). How do bats choose optimal temperatures for hibernation? *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology*, 99(3), 323-326.
- Onkelinx T., Gijssels R. & De Knijf G.(2014). Blauwdruk Vleermuizen. In: de Knijf G., Westra T., Onkelinx T., Quataert P. & M. Pollet (red.) Monitoring Natura 2000-soorten en overige soorten prioritair voor het Vlaams beleid. Blauwdrukken soortenmonitoring in Vlaanderen. Rapport Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO), INBO.R.2014.2319355. Brussel, pp. 135-169.
- Schaub A. & Schnitzler H.-U. (2007). Flight and echolocation behaviour of three vespertilionid bat species while commuting on flyways. *Journal of Comparative Physiology A*, 193, 1185-1194.
- Schober W. & Grimberger E. (1998). Gids van de vleermuizen van Europa. Tirion, Baarn.
- Smirnov D.G., Vekhnik V.P., Kurmaeva N.M., Shepelev A.A. & Il'in V.Y. (2008). Spatial structure of the community of bats (Chiroptera : Vespertilionidae) hibernating in artificial caves of Samarskaya Luka. *Biology Bulletin*, 35(2), 211-218.
- Thomaes A. & Lommelen E. (2012). Mergelgroeven (8310). In: Van Uytvanck J. & De Blust G. (red.) Handboek voor beheerders. Europese natuurdoelstellingen op het terrein Deel I. Habitats. Uitgeverij Lannoo, Tielt, pp. 294-302.
- Verkem S. & Van der Wijden B. (2003). Baardvleermuis / Brandts vleermuis. In: Verkem S., De Maeseneer J., Vandendriesche B., Verbeylen G., Yskout S., 2003. Zoogdieren in Vlaanderen. Ecologie en verspreiding van 1987 tot 2002. Natuurpunt studie en JNM-zoogdierenwerkgroep, Mechelen/Gent.
- Webb P.I., Speakman J.R. & Racey P.A. (1996). How hot is a hibernaculum? A review of the temperatures at which bats hibernate. *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie*, 74(4), 761-765.
- Zukal J. & Rehak Z. (2006). Flight activity and habitat preference of bats in a karstic area, as revealed by bat detectors. *Folia Zoologica* 55, 273-281.

9.8.6 Brandts vleermuis (*Myotis brandtii*)

9.8.6.1 Verspreiding

Zie bespreking bij gewone baardvleermuis.



Figuur 36: Verspreiding van Brandts vleermuis (grijs: zomerwaarnemingen, 5x5km-UTM-hokken, 2010-2014; rood: wintertellingen, puntwaarnemingen, 1995-2011) (bron: waarnemingen.be, Natuurpunt; databank Vleermuizenwerkgroep Natuurpunt; Zoogdierenwerkgroep JNM; Daan Dekeukeleire, pers. data). Zie ook Figuur 35 met niet-gevalideerde waarnemingen van gewone baardvleermuis en Brandts vleermuis.

9.8.6.2 Leefgebied

9.8.6.2.1 Winterhabitat

De Brandts vleermuis overwintert in (ijs)kelders, forten, mergelgroeven en andere ondergrondse objecten, waarbij ze net als de gewone baardvleermuis een voorkeur vertoont voor koelere plaatsen (bv. vaak aan de ingang). In de literatuur vinden we overwinteringstemperaturen van -2,5 tot 7,5°C, met voorkeurtemperaturen die tussen 2,5 en 4 °C liggen (Nagel & Nagel 199; Schober en Grimmberger 1998; Smirnov *et al.* 2008; Siivonen & Wermundsen 2008). Voor relatieve luchtvochtigheid vermelden ze een gemiddelde van 85%. 5% van de populatie overwinterde bij een luchtvochtigheid lager dan 70% en 37% bij een luchtvochtigheid hoger dan 90%. Verkem en Van der Wijden (2003) vermelden dat de Brandts vleermuis iets meer droogte kan verdragen dan de gewone baardvleermuis en Smirnov *et al.* (2008) concludeerden dat ze meestal overwinteren bij een relatieve vochtigheid tussen 80 en 98%.

De Brandts vleermuis is een standsoort of occasionele migrant die gewoonlijk minder dan 40 km aflegt tussen zomer- en winterverblijf, uitzonderlijk meer dan 100 km (Arthur & Lemaire 2009; Dietz *et al.* 2011).

9.8.6.2.2 Zomerhabitat

Brandts vleermuizen verblijven zowel in gebouwen als in bomen, maar ze zijn meer gebonden aan bossen dan baardvleermuizen (Verkem & Van der Wijden 2003). In gebouwen verblijven ze in allerlei houten constructies: achter luiken, schuttingen, houten gevelbekleding, in spleten in dakruimten en op kerkzolders (Arthur & Lemaire 2009; Dietz *et al.* 2011; Verkem & Van der Wijden 2003). Op zolders hangen ze vaak in groep aan dakelementen, steunend of in een spleet, maar ze hangen zelden vrij. Ze hebben een voorkeur voor kleine openingen waar ze naar binnen kunnen kruipen (Fairon *et al.* 2003). In bomen hebben ze een voorkeur voor loshangende boomschors, maar ze gebruiken soms ook rottingsholten (Gyselings & Van der Wijden 2014). Boomholten, spleten in boomstammen en (vleermuis)kasten worden ook gebruikt (Arthur & Lemaire 2009; Dietz *et al.* 2011). De kraamkolonie verplaatst en splitst zich geregeld binnen het leefgebied, maar ze is wel zeer plaatstrouw aan de voortplantingsplaats (Arthur & Lemaire 2009).

9.8.6.2.3 Jachtgebied

De Brandts vleermuis jaagt overwegend in bosrijke gebieden (Verkem & Van der Wijden 2003; Zukal & Rehak 2006). Ze wordt vaak beschreven als sterker gebonden aan bos dan de gewone baardvleermuis, andere bronnen vermelden dat ze vaker over water jagen dan de gewone baardvleermuis maar verder dezelfde biotoopvereisten hebben (Arthur & Lemaire 2009; Dietz *et al.* 2011; Schober & Grimmberger 1998; van der Coelen & Verheggen 1997; Verkem & Van der Wijden 2003). Net als de baardvleermuis hebben ze een voorkeur voor open bossen, waar ze vrij kunnen jagen van kruidlaag tot kroonlaag (Arthur & Lemaire 2009; Gyselings & Van der Wijden 2014; Schober & Grimmberger 1998). Het jachtgebied omvat bossen, boomgaarden, parken, kleinschalige landschappen met opgaande elementen en water.

De kolonieplaats is altijd vlakbij een bosrand of bomenrij en in directe verbinding met een bosrijke omgeving (Arthur & Lemaire 2009; Dietz *et al.* 2011). In open gebieden hebben ze geleidende structuren als bomenrijen, hagen, windsingels, riviertjes of houtkanten nodig. In het bos liggen vliegroutes niet steeds langs bestaande structuren (Dietz *et al.* 2011; Verkem & Van der Wijden 2003). Individuele vleermuizen bezoeken per nacht tot 13 jachtgebieden van 1 tot 4 ha op maximum 10 km van het verblijf, en een grote kolonie van 250 vrouwtjes heeft een leefgebied van ongeveer 100 km². Een kleine kolonie gebruikt ongeveer 20 jachtgebieden in een bosgebied van rond de 200 ha (Arthur & Lemaire 2009; Dietz *et al.* 2011).

9.8.6.2.4 Voortplanting

Voortplanting gebeurt in het najaar en in de winterverblijfplaatsen (Schober & Grimmberger 1998). Zwermgedrag – het verzamelen nabij grotten, groeven of forten vanaf augustus tot de winterslaap met het oog op voortplanting – werd bij de Brandts vleermuis waargenomen (Glover & Altringham 2008). Waar de dieren zwermen mag er geen lichtverstoring zijn en de zwermplaatsen moeten afgesloten zijn met een traliwerk met horizontale spijlen met een tussenruimte van 13-15 cm en verticale steunen om de 45-75 cm (Thomaes & Lommelen 2012) of het ganze omliggende gebied moet afgesloten zijn.

9.8.6.3 Methodiek

Zwermgedrag aan een winterverblijfplaats: de indicatoren voor zwermgedrag aan een winterverblijfplaats zijn van toepassing als zwermgedrag wordt vastgesteld. Zwermgedrag moet worden vastgesteld in de periode van augustus tot half oktober. De zwermhabitat wordt beoordeeld op drie criteria die door een plaatsbezoek kunnen worden vastgesteld. Ten eerste moet kunstmatige verlichting op de zwermlocatie afwezig zijn. Ten tweede moet menselijke verstoring afwezig zijn. Bij de beoordeling hiervan moet nagegaan worden of daadwerkelijk maatregelen genomen zijn om menselijke verstoring te vermijden en of sporen van menselijke verstoring afwezig zijn. Dergelijke sporen kunnen er immers op wijzen dat de maatregelen niet effectief zijn. Ten derde moet worden nagegaan of eventuele maatregelen de vrije in- en uitvlucht van vleermuizen niet belemmeren (bv. afsluitingen die voor zwermende vleermuizen te gesloten zouden zijn). De beoordeling heeft betrekking op de periode augustus tot half oktober.

Objecten als winterverblijf

- Buffering temperatuur: voor de beoordeling van de temperatuur van de overwinteringsplaats onderscheiden we vier categorieën van buffering. Om goed te scoren voor het criterium “buffering temperatuur” moeten plaatsen met de juiste categorie in het overwinteringsobject aanwezig zijn. Indien enkel minder of meer gebufferde plaatsen aanwezig zijn leidt dit tot een negatieve score. De beoordeling tot welke categorie een plaats behoort, gebeurt aan de hand van een tijdsreeks van temperatuurmetingen uitgevoerd met loggers over een volledig overwinteringsseizoen (oktober – april). De beoordeling gebeurt tijdens koude perioden. Koude perioden zijn alle perioden waarbij de buitentemperatuur meerdere dagen beneden de opgegeven limiettemperatuur van de categorie was, inclusief en bij voorkeur perioden van meerdere dagen met aanhoudende vorst. De categorieën zijn:

Weinig gebufferd	Temperatuur zakt in koude perioden niet beneden -2°C
Matig gebufferd	Temperatuur zakt in koude perioden niet beneden 0°C
Goed gebufferd	Temperatuur zakt in koude perioden niet beneden 2°C
Sterk gebufferd	Temperatuur zakt in koude perioden niet beneden 7°C

- Microverblijven en hangplaatsen: voor de beoordeling van dit criterium moet via een plaatsbezoek nagegaan worden of er scheuren, kleine holten en gaten aanwezig zijn waarin de dieren kunnen wegkruipen. Deze kunnen van nature aanwezig zijn of kunstmatig zijn aangebracht, bijvoorbeeld door het ophangen van stenen met holten of andere constructies. Daarnaast moeten ook ruwheden aanwezig zijn waaraan de dieren zich kunnen vasthouden om vrij tegen de muur te hangen.
- Lichtverstoring: kunstmatige verlichting moet op de overwinteringsplaats afwezig zijn, na te gaan door een plaatsbezoek.
- Menselijke verstoring: menselijke verstoring moet afwezig zijn. Dit kan bijvoorbeeld door het afsluiten van het object of de onmiddellijke omgeving. Via een plaatsbezoek moet nagegaan worden of verstoring afwezig is en of eventueel daarvoor nodige maatregelen genomen zijn.

Zomerverblijfplaats in bomen

- Gebiedsgrootte en densiteit aan verblijfplaatsen. De gebiedsgrootte moet bepaald worden d.m.v. luchtfoto's gecombineerd met een plaatsbezoek. De densiteit aan bomen met verblijfplaatsen moet op terrein bepaald worden. Bomen die in aanmerking komen zijn levende bomen met holten. De inventarisatie ervan gebeurt best in de periode dat de bomen niet in blad staan.

Zomerverblijfplaats in gebouwen

- Structuur: na te gaan door een plaatsbezoek buiten de kolonieperiode.
- Invliegopening: na te gaan door een plaatsbezoek tijdens uitvliegen.
- Vervuiling. Het gebruik van toxische producten voor houtbehandeling moet nagegaan worden door bevraging bij eigenaars/beheerders.
- Verstoring door predatoren: dit moet bepaald worden d.m.v. een plaatsbezoek in de zomerperiode.
- Lichtverstoring buiten: dit moet bepaald worden d.m.v. een nachtelijk plaatsbezoek in de zomerperiode.

Jachtgebied

- Grootte & connectiviteit: de gebiedsgrootte en connectiviteit moeten bepaald worden d.m.v. luchtfoto's gecombineerd met een plaatsbezoek. Een plaatsbezoek is nodig om te evalueren of potentiële gebieden die geselecteerd werden op luchtfoto voldoen aan de beschrijving van geschikt jachtgebied en of verbindingen ook reëel op terrein nog aanwezig zijn. Bos moet deel uitmaken van het aanwezige jachtgebied.
- Lichtverstoring: aanwezigheid van lichtverstoring moet bepaald worden d.m.v. een nachtelijk plaatsbezoek. Vermits lichtverstoring aanleiding geeft tot een negatieve beoordeling, mogen bij de bepaling van de grootte van het jachtgebied en van de connectiviteit enkel zones en routes meegeteld worden die vrij zijn van lichtverstoring.
- Menselijke verstoring. De doorsnijding van vliegroutes of foerageergebied door drukke wegen geldt als verstorend element. Indien de weg voorzien is van geleidende elementen om een veilige oversteek of bij voorkeur onderdoorgang mogelijk te maken en vleermuizen er naar toe te geleiden moet de weg niet als een doorsnijding worden beschouwd. Een weg is als druk te beschouwen vanaf 100 voertuigen per nacht (Medinas *et al.* 2013).

9.8.6.4 Opmerkingen

Als bij de referentie in de tabel GENERIEK wordt vermeld is dit een criterium dat in principe voor alle vleermuissoorten hetzelfde wordt toegepast. Een verantwoording hiervoor staat in het inleidend deel.

De indicatoren zijn dezelfde bij alle soorten. Als een indicator niet is ingevuld wordt dit criterium niet gebruikt bij deze soort.

9.8.6.5 Beoordeling Brandts vleermuis

criterium	Indicator	Gunstig	Ongunstig	Referenties
Kwaliteit leefgebied				
<i>Winterpopulatie (augustus - april)</i>				
Zwermgedrag aan een winterverblijf	Lichtverstoring	Verlichting afwezig	Verlichting aanwezig	GENERIEK
	Menselijke verstoring	Verstoring met zekerheid afwezig	Verstoring niet met zekerheid afwezig	GENERIEK
Objecten als winterverblijfplaats	Buffering temperatuurs	Matig gebufferde plaatsen aanwezig	Matig gebufferde plaatsen afwezig	Schober & Grimmberger 1998; Webb <i>et al.</i> 1996; Smirnov <i>et al.</i> 2008
	Luchtvochtigheid	> 80%	< 80%	Verkem & Van der Wijden 2003
	Microverblijven en hangplaatsen	Aanwezig	Afwezig	Boye & Dietz 2005
	Lichtverstoring	Afwezig	Aanwezig	GENERIEK
	Menselijke verstoring	Verstoring met zekerheid afwezig	Verstoring niet met zekerheid afwezig	GENERIEK
	Foerageergebied	Jachtgebied aanwezig op minder dan 1 km van de overwinteringsplaats	Geen jachtgebied aanwezig op minder dan 1 km van de overwinteringsplaats	GENERIEK
	Connectiviteit	Verblijf en omliggende jachtgebieden verbonden met bomenrijen of hagen	Verblijf en omliggende jachtgebieden niet verbonden met bomenrijen of hagen	Schaub & Schnitzler 2007
<i>Zomerpopulatie (april-oktober)</i>				
Zomerverblijfplaats in bomen	Gebiedsgrootte en densiteit aan verblijfplaatsen	Minimum 10 ha bos met een densiteit van minstens 10 bomen met geschikte verblijven per ha	Kleiner gebied of lagere densiteit aan bomen met verblijfplaatsen	Boye & Dietz 2005
	Structuur	Indien zolder: wegkruipmogelijkheden achter balken aanwezig op verschillende hoogten en langs verschillende zijden	Indien zolder: variatie aan wegkruipmogelijkheden achter balken niet aanwezig op verschillende hoogten en langs verschillende zijden	Dietz <i>et al.</i> 2011
Zomerverblijfplaats in gebouwen	Invliegopening	Toegang via kleine holten en spleten	Geen toegang via kleine holten en spleten	Fairon <i>et al.</i> 2003
	Vervuiling	Houtwerk niet behandeld met toxische producten	Houtwerk behandeld met toxische producten	GENERIEK
	Verstoring door katten als predator	Verblijf niet toegankelijk voor katten	Verblijf toegankelijk voor katten	GENERIEK
	Lichtverstoring binnen	Verblijfplaats niet kunstmatig verlicht	Verblijfplaats kunstmatig verlicht	GENERIEK

Criterion	Indicator	Gunstig	Ongunstig	Referenties
<i>Zomerpopulatie (april-oktober) (vervolg)</i>				
Zomerverblijfplaats in gebouwen	Lichtverstoring buiten	Uitvliegplaats en verbinding met het omliggend landschap wel verlicht en geen gepaste mitigerende maatregelen aanwezig	Uitvliegplaats en verbinding met het omliggend landschap niet verlicht of gepaste mitigerende maatregelen aanwezig.	GENERIEK
	Menselijke verstoring	Geen menselijke aanwezigheid	Soms of regelmatig menselijke aanwezigheid	GENERIEK
	Connectiviteit naar de omgeving	Verblijf en omliggende jachtgebieden verbonden met bomenrijen of hagen	Verblijf en omliggende jachtgebieden niet verbonden met bomenrijen of hagen	Schaub & Schnitzler 2007; Dietz <i>et al.</i> 2011
Jachtgebied	Grootte	Minstens 200 ha geschikt jachtgebied binnen een straal van 10 km rond de kolonie	Jachtgebied < 200 ha	Arthur & Lemaire 2009
	Connectiviteit	Verblijf en jachtgebieden verbonden met landschapselementen zoals bomenrijen of hagen	Verblijf en jachtgebieden niet verbonden met landschapselementen zoals bomenrijen of hagen	Schaub & Schnitzler 2007; Korsten <i>et al.</i> 2009; Arthur & Lemaire 2009; Dietz <i>et al.</i> 2011
	Lichtverstoring	Vliegroutes en foerageergebieden niet kunstmatig verlicht of gepaste mitigerende maatregelen aanwezig	Vliegroutes en foerageergebieden wel kunstmatig verlicht en geen gepaste mitigerende maatregelen aanwezig	Lacoeuilhe <i>et al.</i> 2014
	Menselijke verstoring	Vliegroutes of jachtgebieden niet doorsneden door drukke wegen	Vliegroutes of jachtgebieden doorsneden door drukke wegen	Kerth & Melber 2009

9.8.6.6 Literatuur

Arthur L. & Lemaire M. (2009). Les Chauves-souris de France, Belgique, Luxembourg et Suisse. Mèze: Biotope.

Boye P. & Dietz M. (2005). Development of good practice guidelines for woodland management for bats. English Nature Research Reports, nr. 661.

Dietz C., Von Helversen O. & Nill D. (2011). Vleermuizen. Alle soorten van Europa en Noordwest-Afrika (P. H. C. Lina, Trans.). Utrecht: de Fontein|Tirion Uitgevers B.V.

Fairon J., Busch E., Petit T. & Schuiten M. (2003). Guide pour l'aménagement des combles et clochers des églises et d'autres bâtiments. Brochure technique nr. 4. Jambes: Institut royal des Sciences naturelles de Belgique, Groupement nature. 80 p.

Glover A.M. & Altringham J.D. (2008). Cave selection and use by swarming bat species. *Biological Conservation*, 141, 1493-1504.

Gyselings R. & Van der Wijden B. (2014). Vleermuizen. In: Van Uytvanck J. & Goethals V. (red.) Handboek voor beheerders. Europese natuurdoelstellingen op het terrein Deel II. Soorten. Uitgeverij Lannoo, Tielt, pp. 297-320.

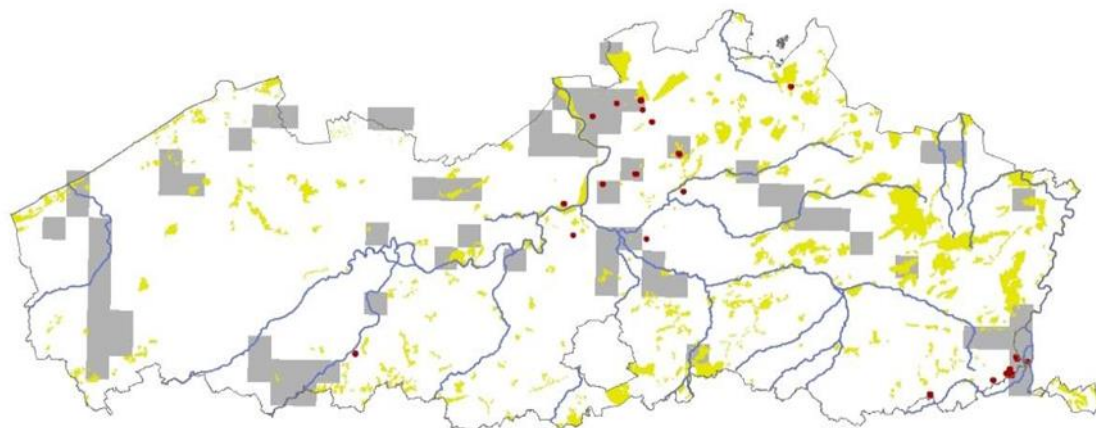
Lacoeuilhe A., Machon N., Julien J. F., Le Bocq A. & Kerbiriou C. 2014. The Influence of Low Intensities of Light Pollution on Bat Communities in a Semi-Natural Context. *Plos One*, 9, 8.

- Masing M., & Lutsar L. (2007). Hibernation temperatures in seven species of sedentary bats (Chiroptera) in northeastern Europe. *Acta Zoologica Lituanica*, 17(1), 47-55.
- Medinas D., Marques J.T. & Mira A. (2013). Assessing road effects on bats: the role of landscape, road features, and bat activity on road-kills. *Ecological Research*, 28(2), 227-237.
- Nagel A. & Nagel R. (1991). How do bats choose optimal temperatures for hibernation? *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology*, 99(3), 323-326.
- Onkelinx T., Gijssels R. & De Knijf G. (2014). Blauwdruk Vleermuizen. In: de Knijf G., Westra T., Onkelinx T., Quataert P. & M. Pollet (red.) Monitoring Natura 2000-soorten en overige soorten prioritair voor het Vlaams beleid. Blauwdrukken soortenmonitoring in Vlaanderen. Rapport Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO), INBO.R.2014.2319355. Brussel, pp. 135-169.
- Schaub A. & Schnitzler H.-U. (2007). Flight and echolocation behaviour of three vespertilionid bat species while commuting on flyways. *Journal of Comparative Physiology A*, 193, 1185-1194.
- Schober W. & Grimmberger E. (1998). Gids van de vleermuizen van Europa. Tirion, Baarn.
- Siivonen Y. & Wermundsen T. (2008). Characteristics of winter roosts of bat species in southern Finland. *Mammalia*, 72(1), 50-56.
- Smirnov D.G., Vekhnik V.P., Kurmaeva N.M., Shepelev A.A. & Il'in V.Y. (2008). Spatial structure of the community of bats (Chiroptera : Vespertilionidae) hibernating in artificial caves of Samarskaya Luka. *Biology Bulletin*, 35(2), 211-218.
- Thomaes A. & Lommelen E. (2012). Mergelgroeven (8310). In: Van Uytvanck J. & De Blust G. (red.) Handboek voor beheerders. Europese natuurdoelstellingen op het terrein Deel I. Habitats. Uitgeverij Lannoo, Tielt, pp. 294-302.
- Verkem S. & Van der Wijden B. (2003). Baardvleermuis / Brandts vleermuis. In: Verkem S., De Maeseneer J., Vandendriesche B., Verbeylen G., Yskout S., 2003. Zoogdieren in Vlaanderen. Ecologie en verspreiding van 1987 tot 2002. Natuurpunt studie en JNM-zoogdierenwerkgroep, Mechelen/Gent.
- van der Coelen J.E.M. & Verheggen L.S.G.M. (1997). Brandts vleermuis *Myotis brandtii* (Eversmann, 1845). In: Limpens H.J.G.A., Mostert K. & Bongers W. (ed.) Atlas van de Nederlandse Vleermuizen. KNNV uitgeverij, Utrecht, pp. 81-82.
- Webb P.I., Speakman J.R. & Racey P.A. (1996). How hot is a hibernaculum? A review of the temperatures at which bats hibernate. *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie*, 74(4), 761-765.
- Zukal J. & Rehak Z. (2006). Flight activity and habitat preference of bats in a karstic area, as revealed by bat detectors. *Folia Zoologica* 55, 273-281.

9.8.7 Meervleermuis (*Myotis dasycneme*)

9.8.7.1 Verspreiding

De meervleermuis is een soort uit Noord- en Oost-Europa. De kraamkolonies liggen in de noordelijke delen van Europa. Meervleermuis wordt verspreid waargenomen in Vlaanderen. In 2017 werd een kraamkolonie gevonden nabij Damme. Dit is momenteel de enige gekende kraamkolonie in Vlaanderen. Een vroeger gekende kolonie in Boezinge nabij Ieper is inmiddels verdwenen. In de winter trekken de dieren gedeeltelijk naar het zuiden.



Figuur 37: Verspreiding van meervleermuis (grijs: zomerwaarnemingen, 5x5km-UTM-hokken, 1995-2014; rood: wintertellingen, puntwaarnemingen, 1995-2014) (bron: waarnemingen.be, Natuurpunt; databank Vleermuizenwerkgroep Natuurpunt; Zoogdierenwerkgroep JNM; Ralf Gyselings, INBO).

9.8.7.2 Leefgebied

9.8.7.2.1 Winterhabitat

De meervleermuis wordt tijdens de winter waargenomen in grotten, forten, groeven en grotere bunkercomplexen met een temperatuur tussen 2,5 en 10,6°C (Arthur & Lemaire 2009; Daan 1973; Webb *et al.* 1996). Volgens Haarsma (2011) verkiest meervleermuis in onze streken thermisch eerder dynamische, matig gebufferde locaties. Ze hangen zowel in spleten als vrij aan muren en plafonds (Arthur & Lemaire 2009; Schober & Grimmberger; 1998). De meervleermuis begint een winterslaap in oktober en beëindigt die half april.

De meervleermuis wordt als een middellange afstandstrekker beschouwd tussen winter- en zomerverblijf met gekende afstanden variërend tot 300 km (Mostert 1997; Van der Wijden & Verkem 2003).

9.8.7.2.2 Zomerhabitat

De meervleermuis is een gebouwbewonende vleermuissoort, ze woont onder meer in woonhuizen en op kerkzolders. Kraamkolonies worden aangetroffen op zolders, in spouwmuren, onder de dakpannen en achter dakranden. Ze vliegen of kruipen binnen (Fairon *et al.* 2003), dus de invliegopening mag groot of klein zijn. De kraamkolonies zijn in het algemeen vrij groot en variëren tussen enkele tientallen dieren en enkele honderden (Mostert 1997). Dietz *et al.* (2011) spreken van 20 tot 300 vrouwtjes en Schober en Grimmberger (1998) van 40 tot 500 vrouwtjes.

9.8.7.2.3 Jachtgebied

De meervleermuis foerageert tot op grote afstand van de kolonieplaats (10-20 km, Mostert 1997; Van der Wijden & Verkem 2003). Kanalen en rivieren vormen de belangrijkste verbindingroutes maar ook bomenrijen en houtwallen worden gebruikt voor de eerste kilometers van de kolonieplaats tot aan een nabijgelegen brede waterloop en als shortcut tussen rivieren (Haarsma & Siepel 2014; Mostert 1997; Van der Wijden & Verkem 2003). De dieren foerageren voornamelijk boven grote, open waterplassen, rivieren en kanalen. Voor kanalen en rivieren geldt een minimum breedte van 10 m. Ze mijden snelstromend water, sterk vervuild water, water met veel eendenkroos of algen en water met veel waterplanten (Mostert 1997; Van de Sijpe *et al.* 2004; Van der Wijden & Verkem 2003). Meervleermuis gebruikt ook natte weiden en houtkanten en bosranden binnen een straal van 500 meter rond de

waterwegen (Haarsma 2011). Verlichting langs de route tussen verblijfplaats en jachtgebieden is verstorend (Kuijper *et al.* 2008; Haarsma 2011).

9.8.7.2.4 Voortplanting

Paring gebeurt in paarplaatsen als gebouwen, boomholten of vlermuiskasten, of in winterverblijfplaatsen, mogelijk ook op zwermplaatsen (Dietz *et al.* 2011; Schober & Grimmberger 1998). Wanneer de dieren zwermen mag er geen lichtverstoring zijn en de zwermplaatsen moeten afgesloten zijn met een traliewerk met horizontale spijlen met een tussenruimte van 13-15 cm en verticale steunen om de 45-75 cm (Thomaes & Lommelen 2012) of het ganze omliggende gebied moet afgesloten zijn.

9.8.7.3 Methodiek

Zwermgedrag aan een winterverblijfplaats: de indicatoren voor zwermgedrag aan een winterverblijfplaats zijn van toepassing als zwermgedrag wordt vastgesteld. Zwermgedrag moet worden vastgesteld in de periode van augustus tot half oktober. De zwermhabitat wordt beoordeeld op drie criteria die door een plaatsbezoek kunnen worden vastgesteld. Ten eerste moet kunstmatige verlichting op de zwermlocatie afwezig zijn. Ten tweede moet menselijke verstoring afwezig zijn. Bij de beoordeling hiervan moet nagegaan worden of daadwerkelijk maatregelen genomen zijn om menselijke verstoring te vermijden en of sporen van menselijke verstoring afwezig zijn. Dergelijke sporen kunnen er immers op wijzen dat de maatregelen niet effectief zijn. Ten derde moet worden nagegaan of eventuele maatregelen de vrije in- en uitvlucht van vlermuizen niet belemmeren (bv. afsluitingen die voor zwermende vlermuizen te gesloten zouden zijn). De beoordeling heeft betrekking op de periode augustus tot half oktober.

Objecten als winterverblijf

- Buffering temperatuur: voor de beoordeling van de temperatuur van de overwinteringsplaats onderscheiden we vier categorieën van buffering. Om goed te scoren voor het criterium “buffering temperatuur” moeten plaatsen met de juiste categorie in het overwinteringsobject aanwezig zijn. Indien enkel minder of meer gebufferde plaatsen aanwezig zijn leidt dit tot een negatieve score. De beoordeling tot welke categorie een plaats behoort, gebeurt aan de hand van een tijdsreeks van temperatuurmetingen uitgevoerd met loggers over een volledig overwinteringsseizoen (oktober – april). De beoordeling gebeurt tijdens koude perioden. Koude perioden zijn alle perioden waarbij de buitentemperatuur meerdere dagen beneden de opgegeven limiettemperatuur van de categorie was, inclusief en bij voorkeur perioden van meerdere dagen met aanhoudende vorst. De categorieën zijn:

Weinig gebufferd	Temperatuur zakt in koude perioden niet beneden -2°C
Matig gebufferd	Temperatuur zakt in koude perioden niet beneden 0°C
Goed gebufferd	Temperatuur zakt in koude perioden niet beneden 2°C
Sterk gebufferd	Temperatuur zakt in koude perioden niet beneden 7°C

- Microverblijven en hangplaatsen: voor de beoordeling van dit criterium moet via een plaatsbezoek nagegaan worden of er scheuren, kleine holten en gaten aanwezig zijn waarin de dieren kunnen wegkruipen. Deze kunnen van nature aanwezig zijn of kunstmatig zijn aangebracht, bijvoorbeeld door het ophangen van stenen met holten of andere constructies. Daarnaast moeten ook ruwheden aanwezig zijn waaraan de dieren zich kunnen vasthouden om vrij tegen de muur te hangen.
- Lichtverstoring: kunstmatige verlichting moet op de overwinteringsplaats afwezig zijn, na te gaan door een plaatsbezoek.
- Menselijke verstoring: menselijke verstoring moet afwezig zijn. Dit kan bijvoorbeeld door het afsluiten van het object of de onmiddellijke omgeving. Via een plaatsbezoek moet nagegaan worden of verstoring afwezig is en of eventueel daarvoor nodige maatregelen genomen zijn.

Zomerverblijfplaats in gebouwen

- Structuur: na te gaan door een plaatsbezoek buiten de kolonieperiode.
- Invliegopening: na te gaan door een plaatsbezoek tijdens uitvliegen.
- Vervuiling: het gebruik van toxische producten voor houtbehandeling moet nagegaan worden door bevraging bij eigenaars/beheerders.
- Verstoring door predatoren: dit moet bepaald worden d.m.v. een plaatsbezoek in de zomerperiode.
- Lichtverstoring buiten: dit moet bepaald worden d.m.v. een nachtelijk plaatsbezoek in de zomerperiode.

Jachtgebied

- Grootte & connectiviteit: de gebiedsgrootte en connectiviteit moeten bepaald worden d.m.v. luchtfoto's gecombineerd met een plaatsbezoek. Een samenhangend netwerk houdt in dat als kanalen en plassen niet direct verbonden zijn, er een overlandse vliegroute is met opgaande elementen. Het grootste deel van de vliegafstand dient echter over water te gebeuren.
- Lichtverstoring: aanwezigheid van lichtverstoring moet bepaald worden d.m.v. een nachtelijk plaatsbezoek. Vermits lichtverstoring aanleiding geeft tot een negatieve beoordeling, mogen bij de bepaling van de grootte van het jachtgebied en van de connectiviteit enkel zones en routes meegeteld worden die vrij zijn van lichtverstoring.
- Menselijke verstoring: de doorsnijding van vliegroutes of foerageergebied door drukke wegen geldt als verstoring element. Indien de weg voorzien is van geleidende elementen om een veilige oversteek of bij voorkeur onderdoorgang mogelijk te maken en vleermuizen er naartoe te geleiden moet de weg niet als een doorsnijding worden beschouwd.

9.8.7.4 Opmerkingen

Als bij de referentie in de tabel GENERIEK wordt vermeld is dit een criterium dat in principe voor alle vleermuissoorten hetzelfde wordt toegepast. Een verantwoording hiervoor staat in het inleidend deel.

De indicatoren zijn dezelfde bij alle soorten. Als een indicator niet is ingevuld wordt dit criterium niet gebruikt bij deze soort.

9.8.7.5 Beoordeling meervleermuis

Criterium	Indicator	Gunstig	Ongunstig	Referenties
Kwaliteit leefgebied				
<i>Winterpopulatie (augustus - april)</i>				
Zwermgedrag aan een winterverblijf	Lichtverstoring	Verlichting afwezig	Verlichting aanwezig	GENERIEK
	Menselijke verstoring	Verstoring met zekerheid afwezig	Verstoring niet met zekerheid afwezig	GENERIEK
Objecten als winterverblijfplaats	Buffering temperatuur	Matig gebufferde plaatsen aanwezig	Geen matig gebufferde plaatsen aanwezig	Haarsma 2011
	luchtvochtigheid	> 80%	< 80%	Smirnov <i>et al.</i> 2008
	Microverblijven en hangplaatsen	Aanwezig	Afwezig	Arthur & Lemaire, 2009; Schober & Grimmberger 1998
	Lichtverstoring	Afwezig	Aanwezig	GENERIEK
	Menselijke verstoring	Verstoring met zekerheid afwezig	Verstoring niet met zekerheid afwezig	GENERIEK

Criterion	Indicator	Gunstig	Ongunstig	Referenties
<i>Winterpopulatie (augustus – april) (vervolg)</i>				
Objecten als winterverblijfplaats	Foerageergebied	Jachtgebied aanwezig op minder dan 1 km van de overwinteringsplaats	Geen jachtgebied aanwezig op minder dan 1 km van de overwinteringsplaats	GENERIEK
<i>Zomerpopulatie (april-oktober)</i>				
Zomerverblijfplaats in gebouwen	Vervuiling	Houtwerk niet behandeld met toxische producten	Houtwerk behandeld met toxische producten	GENERIEK
	Verstoring door katten als predator	Verblijf niet toegankelijk voor katten	Verblijf toegankelijk voor katten	GENERIEK
	Lichtverstoring binnen	Verblijfplaats niet kunstmatig verlicht	Verblijfplaats kunstmatig verlicht	GENERIEK
	Lichtverstoring buiten	Uitvliegplaats en verbinding met het omliggend landschap wel verlicht en geen gepaste mitigerende maatregelen aanwezig	Uitvliegplaats en verbinding met het omliggend landschap niet verlicht of gepaste mitigerende maatregelen aanwezig.	GENERIEK
	Menselijke verstoring	Geen menselijke aanwezigheid	Soms of regelmatig menselijke aanwezigheid	GENERIEK
	Connectiviteit naar de omgeving	Verblijf en omliggende jachtgebieden verbonden met bomenrijen of hagen	Verblijf en omliggende jachtgebieden niet verbonden met bomenrijen of hagen	Haarsma & Siepel 2014
Jachtgebied	Grootte	Een samenhangend netwerk van brede kanalen en grote plassen met open vegetatievrij water aanwezig binnen een straal van 10 km rond de kolonie. Minstens een deel van de oevers heeft opgaande oevervegetatie. Natte weiden of bosranden zijn binnen dezelfde straal ook aanwezig op minder dan 500 meter van het waternetwerk.	Geen samenhangend netwerk van brede kanalen en grote plassen met open water aanwezig binnen een straal van 10 km rond de kolonie, of geen oevervegetatie aanwezig of wateroppervlak niet open t.g.v. waterplanten of geen natte weiden/bosranden aanwezig	Haarsma & Siepel 2014
	Connectiviteit	Verblijf en jachtgebieden verbonden met landschapselementen zoals bomenrijen of hagen	Verblijf en jachtgebieden niet verbonden met landschapselementen zoals bomenrijen of hagen	Haarsma & Siepel 2014
	Lichtverstoring	Vliegroutes en foerageergebieden niet kunstmatig verlicht of gepaste mitigerende maatregelen aanwezig	Vliegroutes en foerageergebieden wel kunstmatig verlicht en geen gepaste mitigerende maatregelen aanwezig	Kuijper <i>et al.</i> 2008

9.8.7.6 Literatuur

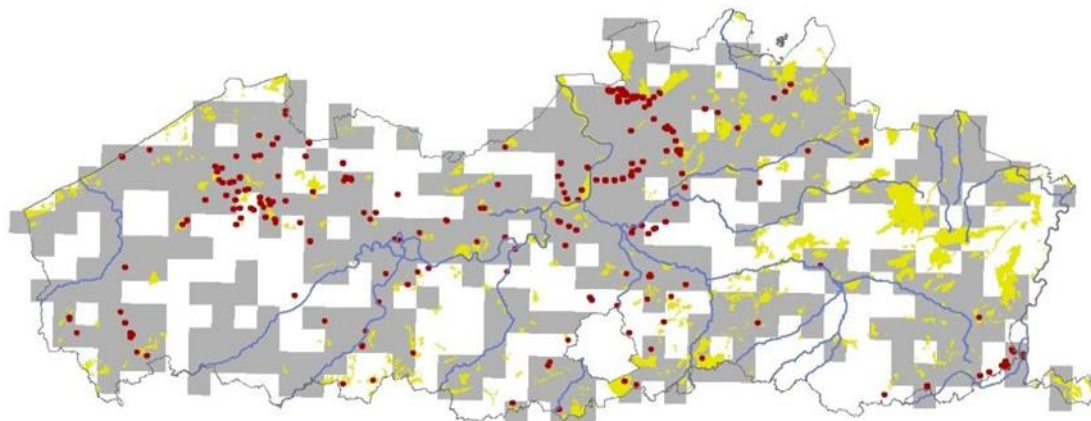
Arthur L. & Lemaire M. (2009). Les Chauves-souris de France, Belgique, Luxembourg et Suisse. Mèze: Biotope.

- Daan S. (1973). Activity during natural hibernation in three species of vespertilionid bats. *Netherlands Journal of Zoology*, 23(1), 1-71.
- Dietz C., Von Helversen O. & Nill D. (2011). *Vleermuizen. Alle soorten van Europa en Noordwest-Afrika* (P. H. C. Lina, Trans.). Utrecht: de Fontein|Tirion Uitgevers B.V.
- Fairon J., Busch E., Petit T. & Schuiten M. (2003). Guide pour l'aménagement des combles et clochers des églises et d'autres bâtiments. Brochure technique nr. 4. Jambes: Institut royal des Sciences naturelles de Belgique, Groupement nature. 80 p.
- Gyselings R. & Van der Wijden B. (2014). *Vleermuizen*. In: Van Uytvanck J. & Goethals V. (red.) *Handboek voor beheerders. Europese natuurdoelstellingen op het terrein Deel II. Soorten*. Uitgeverij Lannoo, Tielt, pp. 297-320.
- Haarsma A.J. (2011) *De Meervleermuis in Nederland*. Rapport van de Zoogdierverseniging 2011.40. Nijmegen.
- Haarsma A.J. & Siepel H. (2014). Group size and dispersal ploys: an analysis of commuting behaviour of the pond bat (*Myotis dasycneme*). *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie*, 92(1), 57-65. doi: 10.1139/cjz-2013-0052.
- Kuijper D.P.J., Schut J., van Dullemen D., Toorman H., Goossens N., Ouweland J. & Limpens H.J.G.A. (2008). "Experimental evidence of light disturbance along the commuting routes of pond bats (*Myotis dasycneme*)." *Lutra* 51(1): 37-49.
- Masing M. & Lutsar L. (2007). Hibernation temperatures in seven species of sedentary bats (Chiroptera) in northeastern Europe. *Acta Zoologica Lituanica*, 17(1), 47-55.
- Mostert K. (1997). Meervleermuis *Myotis dasycneme* (Boie, 1825). In: Limpens H.J.G.A., Mostert K. & Bongers W. (ed.) *Atlas van de Nederlandse Vleermuizen*. KNNV uitgeverij, Utrecht, pp. 124-150.
- Schober W. & Grimmberger E. (1998). *Gids van de vleermuizen van Europa*. Tirion, Baarn.
- Smirnov D.G., Vekhnik V.P., Kurmaeva N.M., Shepelev A.A. & Il'in V.Y. (2008). Spatial structure of the community of bats (Chiroptera : Vespertilionidae) hibernating in artificial caves of Samarskaya Luka. *Biology Bulletin*, 35, 211-218.
- Thomaes A. & Lommelen E. (2012). Mergelgroeven (8310). In: Van Uytvanck J. & De Blust G. (red.) *Handboek voor beheerders. Europese natuurdoelstellingen op het terrein Deel I. Habitats*. Uitgeverij Lannoo, Tielt, pp. 294-302.
- Van de Sijpe M., Vandendriessche B., Voet P., Vandenberghe J., Duyck J., Naeyaert E., Manhaeve M. & Martens E. (2004). Summer distribution of the Pond bat *Myotis dasycneme* (Chiroptera, Vespertilionidae) in the west of Flanders (Belgium) with regard to water quality. *Mammalia*, 68(4), 377-386.
- Van der Wijden B. & Verkem S. (2003). Rosse vleermuis. In: Verkem S., De Maeseneer J., Vandendriessche B., Verbeylen G., Yskout S., 2003. *Zoogdieren in Vlaanderen. Ecologie en verspreiding van 1987 tot 2002*. Natuurpunt studie en JNM-zoogdierenwerkgroep, Mechelen/Gent, pp. 145-150.
- Webb P.I., Speakman J.R. & Racey P.A. (1996). How hot is a hibernaculum? A review of the temperatures at which bats hibernate. *Canadian Journal of Zoology*, 74, 761-765.

9.8.8 Watervleermuis (*Myotis daubentonii*)

9.8.8.1 Verspreiding

In Vlaanderen is watervleermuis een van de meer algemene vleermuizen. Over de verspreiding van kraamkolonies in Vlaanderen is echter weinig bekend. Tijdens de winter wordt deze soort aangetroffen in de bekende winterverblijven (forten, grotten, groeven). Vooral de Antwerpse fortengordel herbergt grote aantallen.



Figuur 38: Verspreiding van watervleermuis (grijs: zomerwaarnemingen, 5x5km-UTM-hokken, 1995-2014; rood: wintertellingen, puntwaarnemingen, 1995-2014) (bron: waarnemingen.be, Natuurpunt; databank Vleermuizenwerkgroep Natuurpunt; Zoogdierenwerkgroep JNM).

9.8.8.2 Leefgebied

9.8.8.2.1 Winterhabitat

Deze soort overwintert in kelders, forten, groeven en andere koele, vochtige ondergrondse ruimten met een relatief constante temperatuur en hoge luchtvochtigheid (Van der Wijden 2003). Ze overwinteren waarschijnlijk ook in grote, goed gebufferde boomholten, maar dit is moeilijk vast te stellen (Arthur & Lemaire 2009; Dietz *et al.* 2011). Over het algemeen kiest ze voor iets warmere of gebufferde plekken, met gemiddelde temperaturen tussen 3 en 6 °C, en ze wordt zelden aangetroffen bij temperaturen onder 0°C (Daan 1973; Kokurewicz 2004; Lesinski 1986; Masing & Lutsar 2007; Schober & Grimmberger 1998; Siivonen & Wermundsen 2008). Baranauskas (2006) observeerde een toename van watervleermuizen in een bunker nadat de temperatuur er door inrichtingswerken gestegen was van 2-4°C (voor inrichting) naar 5-9°C (na inrichting). Enkel in Rusland blijkt ze een voorkeur te hebben voor koude temperaturen tussen -2,5 en 1°C (Smirnov *et al.*, 2008). Hier hangen de dieren ook vaak vrij aan de ingang, terwijl ze over het algemeen in Europa weggroepen in spleten of barsten (Arthur & Lemaire 2009; Dietz *et al.* 2011; Mostert 1997; Schober & Grimmberger 1998). Daan (1973) observeerde dat ze aan het begin van de winter diep in de groeve hangen, dikwijls vrij, terwijl ze aan het einde van de winter vooraan in de groeve hangen, hier dikwijls in spleten. Dit is in overeenstemming met de observaties van Wermundsen en Siivonen (2010) dat ze op het einde van de winter koudere temperaturen prefereren dan in het begin van de winter.

Ze prefereren een zo hoog mogelijke luchtvochtigheid, want het wintergewicht dat ze verliezen verdubbelt als de relatieve luchtvochtigheid daalt van 100% naar 80% (Arthur & Lemaire 2009). Vaak wordt in de literatuur een minimumgrens van 80 of 85% gegeven (Kokurewicz 2004; Lesinski 1986; Schober & Grimmberger 1998; Smirnov *et al.* 2008; Van der Wijden 2003). In het zuiden van Finland, waar de condities algemeen vrij droog zijn, overwintert 9% van de onderzochte populatie bij een relatieve luchtvochtigheid onder 70% (Siivonen & Wermundsen 2008). De winterslaap wordt een tiental keren onderbroken (Schober & Grimmberger 1998; Van der Wijden 2003). De watervleermuis trekt tussen 20 en 250 km tussen zomer- en winterverblijf (Mostert 1997).

9.8.8.2.2 Zomerhabitat

Tijdens de zomer verblijft de watervleermuis vooral in oude, holle bomen in een bosrijke omgeving, in parken of in dreven, sporadisch ook op zolders, in spleten onder bruggen, bunkers en forten (Van der Wijden 2003). Volgens sommige bronnen heeft ze een voorkeur voor spechtenholen (Gyselings & Van der Wijden 2014; Lučan *et al.* 2009;

Mostert 1997; Van der Wijden 2003) en in het Zoniënwood is ze enkel in natuurlijke holten gevonden (Kapfer *et al.* 2008), maar ook worden rottingsholten, spechtengaten, nauwe spleten in de stam, losse schors en nestkasten vernoemd als verblijf (Arthur & Lemaire 2009; Dietz *et al.* 2011). Boonman (2000) vond geen significante voorkeur voor een bepaald type holte. Kanuch (2005) beschrijft de ideale holten als smalle holten met grote dimensies binnenin, en Van der Wijden (2003) vermeldt een voorkeur voor holten van de grote bonte specht die sterk naar boven zijn ingerot maar redelijk smal zijn. Meer dan de helft van de holten wordt maximum 4 jaar herbruikt, maar sommige holten worden tot 11 jaar herbruikt, eventueel afwisselend of tegelijkertijd door watervleermuis en rosse vleermuis. Vermoedelijk zijn dit de grootste holten, die regelmatig terug opengekapt worden door spechten. Dit vermijdt dat ze gaan dichtgroeien met wondweefsel en houdt ze toegankelijk voor vleermuizen (Lučan *et al.* 2009).

Ze hebben een voorkeur voor bomen aan de rand van het bos, langs brandgangen of brede bospaden (Boonman 2000; Dietz *et al.* 2011) of op minder dan 25 m hiervan (Arthur & Lemaire 2009). Ze gebruiken meerdere holten in eenzelfde omgeving en blijven ook verbonden aan hetzelfde jachtgebied (Kapfer *et al.* 2008). Ze verhuizen gemiddeld om de 2 à 3 dagen, vaker bij regenweer dan bij droog weer (Rieger 1996; Van der Wijden 2003). Dietz *et al.* (2011) en Arthur en Lemaire (2009) spreken van een netwerk van boomholten binnen een gebied van 5,3 km².

Ze zijn erg lichtschuw: Shirley *et al.* (2001) toonden aan dat een kolonie watervleermuizen in een priorij veel later uitvloog tijdens een muziekfestival (licht en geluid zowel binnen als buiten) dan op andere dagen. Het licht doven even voor de normale uitvliegtijd had als gevolg dat ze wel op hun normaal uur uitvlogen.

9.8.8.2.3 Jachtgebied

Deze dieren foerageren op geringe hoogte boven het oppervlak van allerlei niet verlichte, bij voorkeur beschutte waterpartijen, brede sloten en traag stromende beken. Ze plukken hun prooien uit de lucht of met de achterpoten van het wateroppervlak (Mostert 1997; Siemers *et al.* 2001). Bij windstil weer is de beschutting minder belangrijk, omdat het wateroppervlak dan overal rimpelloos is. Op turbulent water komen minder insecten voor en de turbulentie verstoort bovendien de echolocatie (Warren *et al.* 2000). Warren *et al.* (2000) vonden een significant hogere foerageeractiviteit langs kanalen waar het wateroppervlak glad was en aan beide zijden begeleidende bomen aanwezig waren. Ook Russo en Jones (2003) vermelden dat watervleermuizen bij sterke wind enkel boven water met oeverbegroeiing jagen. Verder mijden ze water met kroos, waterlelies, riet of boomopslag (Mostert 1997). Ze kiezen vooral voor veel voedsel, dus eutrofe wateren kunnen gunstig zijn (Dietz *et al.* 2011). Van de Sijpe *et al.* (2004) vonden dat de aanwezigheid van watervleermuizen onafhankelijk was van vervuiling.

De watervleermuis jaagt voornamelijk boven water, maar af en toe, voornamelijk bij langdurige regen of harde wind, jaagt ze ook in bossen of rond bomen (Mostert 1997; Van der Wijden 2003; Wermundsen & Siivonen 2008; Zahn *et al.* 2008). Hier heeft ze voorkeur voor open plekken op het grondniveau, vermoedelijk omdat ze minder goed aangepast is aan jagen in een besloten omgeving (Plank *et al.* 2012).

Encarnação (2012) geeft aan dat het leefgebied van een kraamkolonie vrouwtjes veel kleiner is dan dat van mannetjes. Watervleermuizen bezoeken in het leefgebied per nacht 2 tot 8 jachtgebieden van 0,1 tot 7,5 ha (Dietz *et al.*, 2011). De jachtgebieden liggen tot maximum 5 à 10 kilometer van de zomerverblijfplaats, waarbij de vliegroutes zo veel mogelijk lijnvormige structuren volgen en verlichting vermeden wordt (Arthur & Lemaire 2009; Dietz *et al.* 2006 & 2011; Mostert 1997; Schober & Grimmberger 1998; Van der Wijden 2003; Schaub & Schnitzler 2007). Ze zijn vaak verkeersslachtoffer als ze een weg moeten kruisen om van een waterpartij naar een andere waterpartij over te steken. Een kleine tunnel (1 m hoog en 2 m breed) onder de weg kan dit al verhelpen (Gaisler *et al.* 2009, Bach *et al.* 2004, Boonman 2011).

9.8.8.2.4 Voortplanting

Paring gebeurt in het najaar aan zomerverblijven van mannetjes, tijdens het zwermgedrag aan de ingang van winterverblijfplaatsen en tijdens de winter (Dietz *et al.* 2011; Encarnação 2007; Glover & Altringham 2008; Parsons *et al.* 2003; Schober & Grimmberger 1998).. Door het paargedrag aan zomerverblijven worden eventuele werken in de omgeving best uitgesteld (Encarnação 2012). Een bijkomende motivatie hiervoor is dat dieren tijdens het zwermen aan winterverblijven ook nog elke ochtend terugkeren naar hun zomerverblijf. Ze vliegen hiervoor gemiddeld 18,7 km (range: 0 - 26,7 km) en blijven trouw aan 1 zwermplaats (Parsons & Jones 2003). Waar de soort zwermt mag er geen lichtverstoring zijn en en ook geen menselijke verstoring. Eventueel traliewerk aan zwermplaatsen kan met horizontale spijlen met een tussenruimte van 13-15 cm en verticale steunen om de 45-75 cm (Thomaes & Lommelen 2012).

9.8.8.3 Methodiek

Zwermgedrag aan een winterverblijfplaats: de indicatoren voor zwermgedrag aan een winterverblijfplaats zijn van toepassing als zwermgedrag wordt vastgesteld. Zwermgedrag moet worden vastgesteld in de periode van augustus tot half oktober. De zwermhabitat wordt beoordeeld op drie criteria die door een plaatsbezoek kunnen worden vastgesteld. Ten eerste moet kunstmatige verlichting op de zwermlocatie afwezig zijn. Ten tweede moet menselijke verstoring afwezig zijn. Bij de beoordeling hiervan moet nagegaan worden of daadwerkelijk maatregelen genomen zijn om menselijke verstoring te vermijden en of sporen van menselijke verstoring afwezig zijn. Dergelijke sporen kunnen er immers op wijzen dat de maatregelen niet effectief zijn. Ten derde moet worden nagegaan of eventuele maatregelen de vrije in- en uitvlucht van vleermuizen niet belemmeren (bv. afsluitingen die voor zwermende vleermuizen te gesloten zouden zijn). De beoordeling heeft betrekking op de periode augustus tot half oktober.

Objecten als winterverblijf

- Buffering temperatuur: voor de beoordeling van de temperatuur van de overwinteringsplaats onderscheiden we vier categorieën van buffering. Om goed te scoren voor het criterium “buffering temperatuur” moeten plaatsen met de juiste categorie in het overwinteringsobject aanwezig zijn. Indien enkel minder of meer gebufferde plaatsen aanwezig zijn leidt dit tot een negatieve score. De beoordeling tot welke categorie een plaats behoort, gebeurt aan de hand van een tijdsreeks van temperatuurmetingen uitgevoerd met loggers over een volledig overwinteringsseizoen (oktober – april). De beoordeling gebeurt tijdens koude perioden. Koude perioden zijn alle perioden waarbij de buitentemperatuur meerdere dagen beneden de opgegeven limiettemperatuur van de categorie was, inclusief en bij voorkeur perioden van meerdere dagen met aanhoudende vorst. De categorieën zijn:

Weinig gebufferd	Temperatuur zakt in koude perioden niet beneden -2°C
Matig gebufferd	Temperatuur zakt in koude perioden niet beneden 0°C
Goed gebufferd	Temperatuur zakt in koude perioden niet beneden 2°C
Sterk gebufferd	Temperatuur zakt in koude perioden niet beneden 7°C

- Microverblijven en hangplaatsen: voor de beoordeling van dit criterium moet via een plaatsbezoek nagegaan worden of er scheuren, kleine holten en gaten aanwezig zijn waarin de dieren kunnen wegkruipen. Deze kunnen van nature aanwezig zijn of kunstmatig zijn aangebracht, bijvoorbeeld door het ophangen van stenen met holten of andere constructies. Daarnaast moeten ook ruwheden aanwezig zijn waaraan de dieren zich kunnen vasthouden om vrij tegen de muur te hangen.
- Lichtverstoring: kunstmatige verlichting moet op de overwinteringsplaats afwezig zijn, na te gaan door een plaatsbezoek.
- Menselijke verstoring: menselijke verstoring moet afwezig zijn. Dit kan bijvoorbeeld door het afsluiten van het object of de onmiddellijke omgeving. Via een plaatsbezoek moet nagegaan worden of verstoring afwezig is en of eventueel daarvoor nodige maatregelen genomen zijn.

Zomerverblijfplaats in bomen

- Gebiedsgrootte en densiteit aan verblijfplaatsen: de gebiedsgrootte moet bepaald worden d.m.v. luchtfoto's gecombineerd met een plaatsbezoek. Bomen die in aanmerking komen zijn levende bomen met holten en voor Watervleermuis een diameter op borsthoogte van minstens 30 cm (Boye & Dietz 2005). De inventarisatie ervan gebeurt best in de periode dat de bomen niet in blad staan.

Zomerverblijfplaats in gebouwen

- Structuur: na te gaan door een plaatsbezoek buiten de koloniekeperiode.
- Invliegopening: na te gaan door een plaatsbezoek tijdens het uitvliegen.
- Vervuiling. Het gebruik van toxische producten voor houtbehandeling moet nagegaan worden door bevraging bij eigenaars/beheerders.

- Verstoring door predatoren: dit moet bepaald worden d.m.v. een plaatsbezoek in de zomerperiode.
- Lichtverstoring buiten: dit moet bepaald worden d.m.v. nachtelijk een plaatsbezoek in de zomerperiode.

Jachtgebied

- Grootte & Connectiviteit: de gebiedsgrootte en connectiviteit moeten bepaald worden d.m.v. luchtfoto's gecombineerd met een plaatsbezoek. Een plaatsbezoek is nodig om te evalueren of potentiële gebieden die geselecteerd werden op luchtfoto voldoen aan de beschrijving van geschikt jachtgebied en of verbindingen ook reëel op terrein nog aanwezig zijn.
- Lichtverstoring: aanwezigheid van lichtverstoring moet bepaald worden d.m.v. een nachtelijk plaatsbezoek. Vermits lichtverstoring aanleiding geeft tot een negatieve beoordeling, mogen bij de bepaling van de grootte van het jachtgebied en van de connectiviteit enkel zones en routes meegeteld worden die vrij zijn van lichtverstoring.
- Menselijke verstoring: de doorsnijding van vliegroutes of foerageergebied door drukke wegen geldt als verstorend element. Indien de weg voorzien is van geleidende elementen om een veilige oversteek of bij voorkeur onderdoorgang mogelijk te maken en vleermuizen er naartoe te geleiden moet de weg niet als een doorsnijding worden beschouwd. Een weg is als druk te beschouwen vanaf 100 voertuigen per nacht (Medinas *et al.* 2013).

9.8.8.4 Opmerkingen

Als bij de referentie in de tabel GENERIEK wordt vermeld is dit een criterium dat in principe voor alle vleermuissoorten hetzelfde wordt toegepast. Een verantwoording hiervoor komt in het inleidend deel.

De indicatoren zijn dezelfde bij alle soorten. Als een indicator niet is ingevuld wordt dit criterium niet gebruikt bij deze soort.

9.8.8.5 Beoordeling watervleermuis

Criteria	Indicator	Gunstig	Ongunstig	Referenties
Kwaliteit leefgebied				
<i>Winterpopulatie (augustus - april)</i>				
Zwermgedrag aan een winterverblijf	Lichtverstoring Menselijke verstoring	Verlichting afwezig Verstoring met zekerheid afwezig	Verlichting aanwezig Verstoring niet met zekerheid afwezig	GENERIEK GENERIEK
Objecten als winterverblijfplaats	Buffering temperatuur	Goed gebufferde plaatsen aanwezig	Goed gebufferde plaatsen afwezig	Arthur & Lemaire 2009; Masing & Lutsar 2007; Webb <i>et al.</i> 1996; Daan 1973; Wermundsen & Siivonen 2010; Lesinski 1986
	Luchtvochtigheid	> 80%	< 80%	Kokurewicz 2004; Lesinski 1986; Schober & Grimmberger 1998; Smirnov <i>et al.</i> 2008; Van der Wijden 2003
	Microverblijven en hangplaatsen	Aanwezig	Afwezig	Dietz <i>et al.</i> 2011; Schober & Grimmberger 1998
	Lichtverstoring Menselijke verstoring	Afwezig Verstoring met zekerheid afwezig	Aanwezig Verstoring niet met zekerheid afwezig	GENERIEK GENERIEK
	Foerageergebied	Jachtgebied aanwezig op minder dan 1 km van de overwinteringsplaats	Geen jachtgebied aanwezig op minder dan 1 km van overwinteringsplaats	GENERIEK

criterium	Indicator	Gunstig	Ongunstig	Referenties
<i>Winterpopulatie (augustus - april) (vervolg)</i>				
	Connectiviteit	Verblijf en omliggende jachtgebieden verbonden met bomenrijen of hagen	Verblijf en omliggende jachtgebieden niet verbonden met bomenrijen of hagen	Mostert 1997; Van der Wijden 2003; Gaisler <i>et al.</i> 2009; Bach <i>et al.</i> 2004
<i>Zomerpopulatie (april-oktober)</i>				
Zomerverblijfplaats in bomen	Gebiedsgrootte en densiteit aan verblijfplaatsen	Minstens 100 bomen met geschikte verblijven en DBH > 30 cm in een gebied van maximum 5 km ² . Alle verblijven goed verbonden met elkaar door opgaande landschapselementen of waterwegen	Minder bomen met geschikte verblijven beschikbaar of slecht verbonden	Boye & Dietz 2005; Dietz <i>et al.</i> 2011
Zomerverblijfplaats in gebouwen of andere antropogene structuren	Structuur	Hangplaatsen en wegkruipmogelijkheden aanwezig	Hangplaatsen of wegkruipmogelijkheden afwezig	Arthur & Lemaire 2009; Dietz <i>et al.</i> 2011; Mostert 1997; Van der Wijden 2003
	Vervuiling	Houtwerk niet behandeld met toxische producten	Houtwerk behandeld met toxische producten	GENERIEK
	Verstoring door katten als predator	Verblijf niet toegankelijk voor katten	Verblijf toegankelijk voor katten	GENERIEK
	Lichtverstoring binnen	Verblijfplaats niet kunstmatig verlicht	Verblijfplaats kunstmatig verlicht	GENERIEK
	Lichtverstoring buiten	Uitvliegplaats en verbinding met het omliggend landschap wel verlicht en geen gepaste mitigerende maatregelen aanwezig	Uitvliegplaats en verbinding met het omliggend landschap niet verlicht of gepaste mitigerende maatregelen aanwezig.	GENERIEK
	Menselijke verstoring	Geen menselijke aanwezigheid	Soms of regelmatig menselijke aanwezigheid	GENERIEK
	Connectiviteit naar de omgeving	Verblijf en omliggende jachtgebieden verbonden met bomenrijen of hagen	Verblijf en omliggende jachtgebieden niet verbonden met bomenrijen of hagen	Schaub & Schnitzler 2007; Korsten <i>et al.</i> 2009
Jachtgebied	Grootte	Samenhangend netwerk van waterlopen en plassen met open, vegetatievrij water aanwezig binnen straal van 5 km rond kolonie. Substantieel deel van de oevers met opgaande oevervegetatie, inclusief bomen en struiken. Bos en bosranden binnen dezelfde straal ook aanwezig.	Geen samenhangend netwerk van waterlopen en plassen met open vegetatievrij water aanwezig binnen een straal van 5 km rond de kolonie, of geen oevervegetatie aanwezig met bomen en struiken of geen bos en bosranden aanwezig.	Dietz <i>et al.</i> 2011; Arthur & Lemaire 2009; Mostert 1997; Warren <i>et al.</i> 2000; Russo & Jones 2003; Boye & Dietz 2005; Van der Wijden 2003
	Connectiviteit	Verblijf en jachtgebieden verbonden met landschapselementen zoals bomenrijen of hagen	Verblijf en jachtgebieden niet verbonden met landschapselementen zoals bomenrijen of hagen	Mostert 1997; Van der Wijden 2003; Gaisler <i>et al.</i> 2009; Bach <i>et al.</i> 2004; Dietz <i>et al.</i> 2011; Arthur & Lemaire 2009

Criterion	Indicator	Gunstig	Ongunstig	Referenties
<i>Zomerpopulatie (april-oktober) (vervolg)</i>				
Jachtgebied (vervolg)	Lichtverstoring	Vliegroutes en foerageergebieden niet kunstmatig verlicht of gepaste mitigerende maatregelen aanwezig	Vliegroutes en foerageergebieden wel kunstmatig verlicht en geen gepaste mitigerende maatregelen aanwezig	Shirley <i>et al.</i> (2001); Mostert 1997
	Menselijke verstoring	Vliegroutes of jachtgebieden niet doorsneden door drukke wegen	Vliegroutes of jachtgebieden doorsneden door drukke wegen	Gaisler <i>et al.</i> 2009

9.8.8.6 Literatuur

Abbott I.M., Sleeman D.P. & Harrison S. (2009). Bat activity affected by sewage effluent in Irish rivers. *Biological Conservation*, 142(12), 2904-2914.

Arthur L. & Lemaire M. (2009). Les Chauves-souris de France, Belgique, Luxembourg et Suisse. Mèze: Biotope. Bach L., Burkhardt P. & Limpens H. (2004). Tunnels as a possibility to connect bat habitats. *Mammalia*, 68(4), 411-420.

Baranauskas K. (2006). Bat species composition and abundance in two underground hibernaculae in Vilnius before and after fencing. *Ekologija*, 1, 10-15.

Boonman M. (2000). Roost selection by noctules (*Nyctalus noctula*) and Daubenton's bats (*Myotis daubentonii*). *Journal of Zoology*, 251, 385-389.

Boonman M. (2011). Factors determining the use of culverts underneath highways and railway tracks by bats in lowland areas. *Lutra*, 54(1), 3-16. Boye P. & Dietz M. (2005). Development of good practice guidelines for woodland management for bats. *English Nature Research Reports*, nr. 661

Boye P. & Dietz M. (2005). Development of good practice guidelines for woodland management for bats. *English Nature Research Reports*, nr. 661

Daan S. (1973). Activity during natural hibernation in three species of vespertilionid bats. *Netherlands Journal of Zoology*, 23(1), 1-71.

Dietz C., Von Helversen O. & Nill D. (2011). Vleermuizen. Alle soorten van Europa en Noordwest-Afrika (P. H. C. Lina, Trans.). Utrecht: de Fontein|Tirion Uitgevers B.V.

Dietz M., Encarnação J.A. & Kalko E.K.V. (2006). Small scale distribution patterns of female and male Daubenton's bats (*Myotis daubentonii*). *Acta Chiropterologica*, 8(2), 403-415.

Encarnação J.A. (2012). Spatiotemporal pattern of local sexual segregation in a tree-dwelling temperate bat *Myotis daubentonii*. *Journal of Ethology*, 30(2), 271-278.

Encarnação J.A., Kierdorf U. & Wolters V. (2007). Do mating roosts of Daubenton's bats (*Myotis daubentonii*) exist at summer sites? *Myotis*, 43, 31-39.

Gaisler J. & Chytil J. (2002). Mark-recapture results and changes in bat abundance at the cave of Na Turoidu, Czech Republic. *Folia Zoologica*, 51(1), 1-10.

Gaisler J., Rehak Z. & Bartonicka T. (2009). Bat casualties by road traffic (Brno-Vienna). *Acta Theriologica*, 54(2), 147-155.

Glover A.M. & Altringham J.D. (2008). Cave selection and use by swarming bat species. *Biological Conservation*, 141, 1493-1504.

Gyselings R. & Van der Wijden B. (2014). Vleermuizen. In: Van Uytvanck J. & Goethals V. (red.) Handboek voor beheerders. Europese natuurdoelstellingen op het terrein Deel II. Soorten. Uitgeverij Lannoo, Tielt, pp. 297-320.

Kanuch P. (2005). Roosting and population ecology of three syntopic tree-dwelling bat species (*Myotis nattereri*, *M. daubentonii* and *Nyctalus noctula*). *Biologia*, 60(5), 579-587.

Kapfer G., Rigot T., Holsbeek L. & Aron S. (2008). Roost and hunting site fidelity of female and juvenile Daubenton's bat *Myotis daubentonii* (Kuhl, 1817) (Chiroptera: Vespertilionidae). *Mammalian Biology - Zeitschrift für Säugetierkunde*, 73(4), 267-275.

Kokurewicz T. (2004). Sex and age related habitat selection and mass dynamics of Daubenton's bats *Myotis daubentonii* (Kuhl, 1817) hibernating in natural conditions. *Acta Chiropterologica*, 6(1), 121-144.

Lesinski G. (1986). Ecology of bats hibernating underground in Central Poland. *Acta Theriologica*, 31(37), 507-521.

Lučan R.K. & Hanák V. (2011). Population structure of Daubenton's bats is responding to microclimate of anthropogenic roosts. *Biologia*, 66(4), 690-695.

Lučan R.K., Hanák V. & Horacek I. (2009). Long-term re-use of tree roosts by European forest bats. *Forest Ecology and Management*, 258(7), 1301-1306.

Masing M. & Lutsar L. (2007). Hibernation temperatures in seven species of sedentary bats (Chiroptera) in northeastern Europe. *Acta Zoologica Lituanica*, 17(1), 47-55.

Medinas D., Marques J.T. & Mira A. (2013). Assessing road effects on bats: the role of landscape, road features, and bat activity on road-kills. *Ecological Research*, 28(2), 227-237.

Mostert K. (1997). Watervleermuis *Myotis daubentonii* (Kuhl, 1817). In: Limpens H.J.G.A., Mostert K. & Bongers W. (ed.) Atlas van de Nederlandse Vleermuizen. KNNV uitgeverij, Utrecht, pp. 113-123.

Parsons K.N. & Jones G. (2003). Dispersion and habitat use by *Myotis daubentonii* and *Myotis nattereri* during the swarming season: implications for conservation. *Animal Conservation*, 6, 283-290.

Parsons K.N., Jones G., Davidson-Watts I. & Greenaway F. (2003). Swarming of bats at underground sites in Britain-implications for conservation. *Biological Conservation*, 111, 63-70.

Plank M., Fiedler K. & Reiter G. (2012). Use of forest strata by bats in temperate forests. *Journal of Zoology*, 286(2), 154-162.

Rieger I. (1996). How do Daubenton's bats, *Myotis daubentonii*, use their day roosts. *Zeitschrift Für Säugetierkunde-International Journal of Mammalian Biology*, 61(4), 202-214.

Russo D. & Jones G. (2003). Use of foraging habitats by bats in a Mediterranean area determined by acoustic surveys: conservation implications. *Ecography*, 26(2), 197-209.

Schaub A. & Schnitzler H.-U. (2007). Flight and echolocation behaviour of three vespertilionid bat species while commuting on flyways. *Journal of Comparative Physiology A*, 193, 1185-1194.

Schober W. & Grimberger E. (1998). Gids van de vleermuizen van Europa. Tirion, Baarn.

Shirley M.D.F., Armitage V.L., Barden T.L., Gough M., Lurz P.W.W., Oatway D.E., South A.B., Rushton S.P. (2001). Assessing the impact of a music festival on the emergence behaviour of a breeding colony of Daubenton's bats (*Myotis daubentonii*). *Journal of Zoology*, 254(3), 367-373.

Siemers B.M., Stitz P. & Schnitzler H.U. (2001). The acoustic advantage of hunting at low heights above water: behavioural experiments on the European 'trawling' bats *Myotis capaccinii*, *M. dasycneme* and *M. daubentonii*. *Journal of Experimental Biology*, 204, 3843-3854.

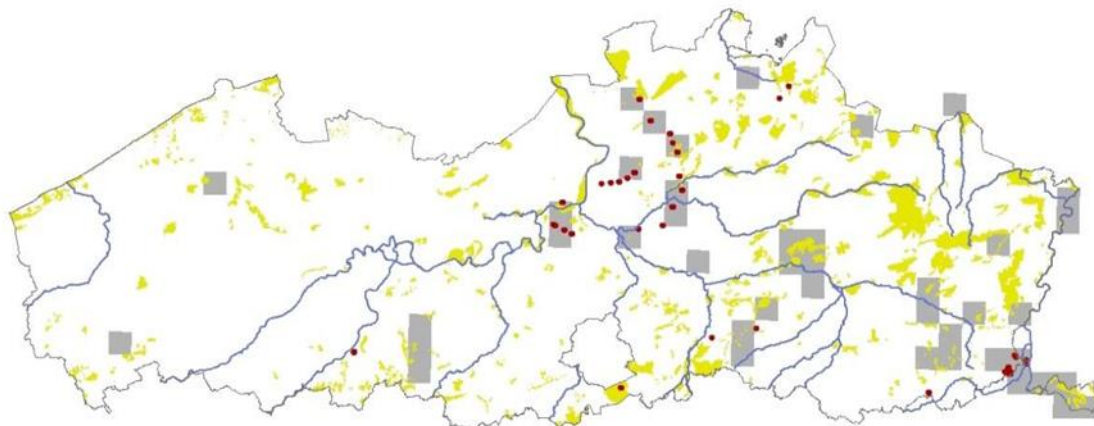
Siivonen Y. & Wermundsen T. (2008). Characteristics of winter roosts of bat species in southern Finland. *Mammalia*, 72(1), 50-56.

- Smirnov D.G., Vekhnik V.P., Kurmaeva N.M., Shepelev A.A. & Il'in V.Y. (2008). Spatial structure of the community of bats (Chiroptera : Vespertilionidae) hibernating in artificial caves of Samarskaya Luka. *Biology Bulletin*, 35, 211-218.
- Thomaes A. & Lommelen E. (2012). Mergelgroeven (8310). In: Van Uytvanck J. & De Blust G. (red.) *Handboek voor beheerders. Europese natuurdoelstellingen op het terrein Deel I. Habitats*. Uitgeverij Lannoo, Tielt, pp. 294-302.
- Van de Sijpe M., Vandendriessche B., Voet P., Vandenberghe J., Duyck J., Naeyaert E., Manhaeve M. & Martens E. (2004). Summer distribution of the Pond bat *Myotis dasycneme* (Chiroptera, Vespertilionidae) in the west of Flanders (Belgium) with regard to water quality. *Mammalia*, 68(4), 377-386.
- Van der Wijden B. (2003). Watervleermuis. In: Verkem S., De Maeseneer J., Vandendriessche B., Verbeylen G., Yskout S., 2003. *Zoogdieren in Vlaanderen. Ecologie en verspreiding van 1987 tot 2002*. Natuurpunt studie en JNM-zoogdierenwerkgroep, Mechelen/Gent.
- Warren R.D., Waters D.A., Altringham J.D. & Bullock D.J. (2000). The distribution of Daubenton's bats (*Myotis daubentonii*) and pipistrelle bats (*Pipistrellus pipistrellus*) (Vespertilionidae) in relation to small-scale variation in riverine habitat. *Biological Conservation*, 92, 85-91.
- Webb P.I., Speakman J.R. & Racey P.A. (1996). How hot is a hibernaculum? A review of the temperatures at which bats hibernate. *Canadian Journal of Zoology*, 74, 761-765.
- Wermundsen T. & Siivonen Y. (2008). Foraging habitats of bats in southern Finland. *Acta Theriologica*, 53(3), 229-240.
- Wermundsen T. & Siivonen Y. (2010). Seasonal variation in use of winter roosts by five bat species in south-east Finland. *Central European Journal of Biology*, 5(2), 262-273.
- Zahn A., Gelhaus M. & Zahne V. (2008). Foraging activity of bats in different forest types, wetlands and in open habitats - a study carried out at the "Herreninsel" (island in the Chiemsee, Bavaria). *Allgemeine Forst und Jagdzeitung*, 179, 173-179.

9.8.9 Ingekorven vleermuis (*Myotis emarginatus*)

9.8.9.1 Verspreiding

De ingekorven vleermuis is een Zuid-Europese soort die in Vlaanderen de noordelijke grens van haar verspreidingsgebied bereikt. In Vlaanderen zijn een 10-tal gekende zomerkolonies (Lefevre & Verkem 2003).



Figuur 39: Verspreiding van ingekorven vleermuis (grijs: zomerwaarnemingen, 5x5km-UTM-hokken, 1995-2014; rood: wintertellingen, puntwaarnemingen, 1995-2014) (bron: waarnemingen.be, Natuurpunt; databank Vleermuizenwerkgroep Natuurpunt; Zoogdierenwerkgroep JNM).

9.8.9.2 Leefgebied

9.8.9.2.1 Winterhabitat

De ingekorven vleermuis is een warmteminnende soort die tijdens de winter enkel in de diepste, warme gedeeltes van grotten, groeven en grote forten wordt aangetroffen. Ze vereisen een vrij constante temperatuur tussen 5 en 12 °C (Dietz *et al.* 2011; Lefevre & Verkem 2003; Webb *et al.* 1996). Kleine objecten, waarin een dergelijke hoge temperatuur niet constant doorheen de winter kan worden gehandhaafd, zijn niet geschikt voor deze soort. Ze worden slechts uitzonderlijk in ijskelders aangetroffen (Lefevre & Verkem 2003). Ze hangen meestal vrij aan het plafond, vaak in brede spleten of gaten, en ook vaak in kleine groepjes (clusters) (Arthur & Lemaire 2009; Dietz *et al.* 2011; Lefevre & Verkem 2003; Schober & Grimmberger 1998). De vleermuizen arriveren reeds vroeg in de winterverblijfplaatsen (september-oktober) en blijven er tot in mei (Daan & Wichers 1967, Dietz *et al.* 2011).

9.8.9.2.2 Zomerhabitat

In het noorden van het verspreidingsgebied, zoals in Nederland en Vlaanderen, situeren de zomerverblijfplaatsen zich vooral op warme zolders (Vergoossen & Buys 1997; Schober & Grimmberger 1998; Dekker *et al.* 2008). Ingekorven vleermuizen gebruiken bij voorkeur grote invliegopeningen die een directe vlucht toelaten (Arthur & Lemaire 2009). Ze vertonen een duidelijke voorkeur voor warme plaatsen. Volgens Zahn & Henatsch (1998) prefereren ze temperaturen van minstens 25°C. Ze hebben wel liefst temperaturen minder dan 30°C, waar ze hun temperatuur op peil kunnen houden door samen te clusteren (Zahn & Henatsch 1998). Arthur en Lemaire (2009) vermelden een optimum tussen 20 en 25°C en enkele andere bronnen vermelden een lagere minimumtemperatuur (Vergoossen & Buys 1997; Lefevre & Verkem 2003).

Volgens ervaringen in het buitenland is het op de kolonieplaats meestal betrekkelijk licht (Arthur & Lemaire 2009; Dietz *et al.* 1998; Schober & Grimmberger 1998; Vergoossen & Buys 1997), maar bij de Vlaamse kolonies is het meestal volstrekt donker (Lefevre & Verkem 2003). De dieren zijn op de kolonieplaats ook bijzonder gevoelig voor verstoring (Lefevre & Verkem 2003). Ingekorven vleermuizen vliegen pas uit als het volledig donker is en wachten dus tot lichten aan de uitvliegopening gedoofd zijn. Laat uitvliegen kan zorgen voor groeiachterstand bij de jongen, omdat de moederdieren hierdoor de piekactiviteit van insecten missen. Ze zijn dus zeer gevoelig voor verlichting van de uitvliegopening (Boldogh *et al.* 2007).

9.8.9.2.3 Jachtgebied

Ingekorven vlermuizen jagen in gemengd bos of loofbos, in een halfopen, structuurrijk en kleinschalig traditioneel landbouwlandschap met boomgaarden, weiden, hooilanden, hagen, bomenrijen, (rivierbegeleidende) loofhoutbosjes en parken (Krull *et al.* 1991; Dietz *et al.* 2011 & 2013; Dekker *et al.* 2013; Lefevre & Verkem 2003; Schober & Grimmberger 1998; Steck & Brinkmann 2006; Willems *et al.* 2012; Zahn *et al.* 2010). In het zuiden jagen ze ook in grote loofbossen (Dietz *et al.* 2013). Daarnaast vormen toegankelijke koeienstallen en veeschuilplaatsen een belangrijk jachthabitat (Dietz *et al.* 2011 & 2013; Lefevre & Verkem 2003; Steck & Brinkmann 2006; Vergoossen *et al.* 2009; Willems *et al.* 2012). Hier jagen de vlermuizen vooral op vliegen en spinnen (Lambrechts *et al.* 2011). De aanwezigheid van vee op stal, en van stro en mest, is zeer belangrijk voor het behoud van ingekorven vlermuis (Dekker *et al.* 2008; Dietz *et al.* 2013; Gyselings & Van der Wijden 2014). Deze stallen moeten 's nachts donker zijn (Dietz *et al.* 2011). Verder zijn het gebruik van insecticiden, vliegenvangers met lijm en ontwormingsmiddelen voor vee schadelijk voor de ingekorven vlermuis en hun prooi (Gyselings & Van der Wijden 2014; Kervyn *et al.* 2012). Bij ontwormingsmiddelen blijken avermectines het meest schadelijk te zijn voor de in uitwerpselen levende fauna die een voedselbron zijn voor de ingekorven vlermuis.

Ingekorven vlermuizen gebruiken het landschap tot maximum 8 à 10 km rond hun verblijfplaats (Dietz *et al.* 2013; Krull *et al.* 1991; Lefevre & Verkem 2003; Vergoossen & Buys 1997; Vergoossen *et al.* 2009; Zahn *et al.* 2010). Bij het vliegen van en naar de foerageergebieden volgen de dieren vegetatiestructuren zoals bomenrijen, houtkanten, waterlopen, bospatches en hagen (Dietz *et al.* 2011 & 2013; Vergoossen *et al.* 2009; Zahn *et al.* 2010; Flaquer *et al.* 2008). Ze vermijden open velden en vliegen maximum enkele tientallen meters door open terrein (Krull *et al.* 1991; Vergoossen *et al.* 2009). Ook mijden ze autowegen en maken hiervoor zelfs een omweg (Arthur & Lemaire 2009). Een netwerk van opgaande lineaire landschapselementen is dus belangrijk voor deze soort (Vergoossen & Buys 1997; Dekker *et al.* 2008). Het jachtgebied heeft een oppervlakte van 50 tot 70 ha waarin per nacht 6 kernjachtgebieden van enkele hectaren of kleiner, intensief bezocht worden (Dietz *et al.* 2001). Dietz *et al.* (2013) vonden een leefgebiedgrootte tussen ongeveer 250 en 1500 ha met 1-2 kleine gescheiden jachtgebieden. Dit grote verschil is waarschijnlijk te wijten aan het feit dat ze soms bepaalde biotopen als bosranden zeer grondig afzoeken terwijl ze op andere momenten grote afstanden afleggen op enkele uren tijd (Arthur & Lemaire 2009).

9.8.9.2.4 Voortplanting

Ingekorven vlermuis vertoont ook zwermgedrag – het verzamelen nabij grotten, groeven of forten vanaf augustus tot de winterslaap met het oog op voortplanting. Bij ingekorven vlermuis valt de piek van het zwermgedrag in september. Zwermen gebeurt onder meer bij de Limburgse mergelgroeven (Dekker *et al.* 2008). Ze gebruiken ook andere paarplaatsen, zoals onder balken of hangend tegen een buitengevel (Arthur & Lemaire 2009; Lefevre & Verkem 2003). Waar de dieren zwermen mag er geen lichtverstoring zijn en de zwermplaatsen moeten afgesloten zijn met een traliewerk met horizontale spijlen met een tussenruimte van 13-15 cm en verticale steunen om de 45-75 cm (Thomaes & Lommelen 2012) of moet het ganse omliggende gebied afgesloten zijn.

9.8.9.3 Methodiek

Zwermgedrag aan een winterverblijfplaats: de indicatoren voor zwermgedrag aan een winterverblijfplaats zijn van toepassing als zwermgedrag wordt vastgesteld. Zwermgedrag moet worden vastgesteld in de periode van augustus tot half oktober. De zwermhabitat wordt beoordeeld op drie criteria die door een plaatsbezoek kunnen worden vastgesteld. Ten eerste moet kunstmatige verlichting op de zwermlocatie afwezig zijn. Ten tweede moet menselijke verstoring afwezig zijn. Bij de beoordeling hiervan moet nagegaan worden of daadwerkelijk maatregelen genomen zijn om menselijke verstoring te vermijden en of sporen van menselijke verstoring afwezig zijn. Dergelijke sporen kunnen er immers op wijzen dat de maatregelen niet effectief zijn. Ten derde moet worden nagegaan of eventuele maatregelen de vrije in- en uitvlucht van vlermuizen niet belemmeren (bv. afsluitingen die voor zwermende vlermuizen te gesloten zouden zijn). De beoordeling heeft betrekking op de periode augustus tot half oktober.

Objecten als winterverblijf

- Buffering temperatuur: voor de beoordeling van de temperatuur van de overwinteringsplaats onderscheiden we vier categorieën van buffering. Om goed te scoren voor het criterium "buffering temperatuur" moeten plaatsen met de juiste categorie in het overwinteringsobject aanwezig zijn. Indien enkel minder of meer gebufferde plaatsen aanwezig zijn leidt dit tot een negatieve score. De beoordeling tot welke categorie een plaats behoort, gebeurt aan de hand van een tijdsreeks van temperatuurmetingen uitgevoerd met loggers over

een volledig overwinteringsseizoen (oktober – mei). De beoordeling gebeurt tijdens koude perioden. Koude perioden zijn alle perioden waarbij de buitentemperatuur meerdere dagen beneden de opgegeven limiettemperatuur van de categorie was, inclusief en bij voorkeur perioden van meerdere dagen met aanhoudende vorst. De categorieën zijn:

Weinig gebufferd	Temperatuur zakt in koude perioden niet beneden -2°C
Matig gebufferd	Temperatuur zakt in koude perioden niet beneden 0°C
Goed gebufferd	Temperatuur zakt in koude perioden niet beneden 2°C
Sterk gebufferd	Temperatuur zakt in koude perioden niet beneden 7°C

- Microverblijven en hangplaatsen: voor de beoordeling van dit criterium moet via een plaatsbezoek nagegaan worden of er scheuren, kleine holten en gaten aanwezig zijn waarin de dieren kunnen wegkruipen. Deze kunnen van nature aanwezig zijn of kunstmatig zijn aangebracht, bijvoorbeeld door het ophangen van stenen met holten of andere constructies. Daarnaast moeten ook ruwheden aanwezig zijn waaraan de dieren zich kunnen vasthouden om vrij tegen de muur te hangen.
- Lichtverstoring: kunstmatige verlichting moet op de overwinteringsplaats afwezig zijn, na te gaan door een plaatsbezoek.
- Menselijke verstoring: menselijke verstoring moet afwezig zijn. Dit kan bijvoorbeeld door het afsluiten van het object of de onmiddellijke omgeving. Via een plaatsbezoek moet nagegaan worden of verstoring afwezig is en of eventueel daarvoor nodige maatregelen genomen zijn.

Zomerverblijfplaats in gebouwen

- Structuur: na te gaan door een plaatsbezoek buiten de koloniekeperiode.
- Invliegopening: na te gaan door plaatsbezoek tijdens het uitvliegen.
- Vervuiling: het gebruik van toxische producten voor houtbehandeling moet nagegaan worden door bevraging bij eigenaars/beheerders.
- Verstoring door predatoren: dit moet bepaald worden d.m.v. een plaatsbezoek in de zomerperiode.
- Lichtverstoring buiten: dit moet bepaald worden d.m.v. een nachtelijk plaatsbezoek in de zomerperiode.

Jachtgebied

- Grootte & connectiviteit: de gebiedsgrootte en connectiviteit kan bepaald worden d.m.v. luchtfoto's gecombineerd met een plaatsbezoek. Een plaatsbezoek is nodig om te evalueren of gebieden die geselecteerd werden op luchtfoto voldoen aan de beschrijving van geschikt jachtgebied en of verbindingen ook reëel op terrein nog aanwezig zijn.
- Lichtverstoring: aanwezigheid van lichtverstoring moet bepaald worden d.m.v. een nachtelijk plaatsbezoek. Vermits lichtverstoring aanleiding geeft tot een negatieve beoordeling, mogen bij de bepaling van de grootte van het jachtgebied en van de connectiviteit enkel zones en routes meegeteld worden die vrij zijn van lichtverstoring.
- Menselijke verstoring: de doorsnijding van vliegroutes of foerageergebied door drukke wegen geldt als verstorend element. Indien de weg voorzien is van geleidende elementen om een veilige oversteek of bij voorkeur onderdoorgang mogelijk te maken en vleermuizen er naartoe te geleiden moet de weg niet als een doorsnijding worden beschouwd. Een weg is als druk te beschouwen vanaf 100 voertuigen per nacht (Medinas *et al.* 2013).
- Vervuiling: Te bepalen door chemische analyse van mestmonsters van runderen in de periode mei-oktober.

9.8.9.4 Opmerkingen

Als bij de referentie in de tabel GENERIEK wordt vermeld is dit een criterium dat in principe voor alle vleermuissoorten hetzelfde wordt toegepast. Een verantwoording hiervoor staat in het inleidend deel.

De indicatoren zijn dezelfde bij alle soorten. Als een indicator niet is ingevuld wordt dit criterium niet gebruikt bij deze soort.

9.8.9.5 Beoordeling ingekorven vleermuis

Criteria	Indicator	Gunstig	Ongunstig	Referenties
Kwaliteit leefgebied				
<i>Winterpopulatie (augustus - april)</i>				
Zwermgedrag aan winterverblijf	Lichtverstoring	Verlichting afwezig	Verlichting aanwezig	GENERIEK
	Menselijke verstoring	Verstoring met zekerheid afwezig	Verstoring niet met zekerheid afwezig	GENERIEK
Objecten als winterverblijfplaats	Buffering temperatuur	Sterk gebufferde plaatsen aanwezig	Geen sterk gebufferde plaatsen afwezig	Dietz <i>et al.</i> 2011; Lefevre & Verkem 2003; Schober & Grimmberger, 1998; Webb <i>et al.</i> 1996
	Lichtverstoring	Afwezig	Aanwezig	GENERIEK
	Menselijke verstoring	Verstoring met zekerheid afwezig	Verstoring niet met zekerheid afwezig	GENERIEK
	Foerageergebied	Jachtgebied aanwezig op minder dan 1 km van de overwinteringsplaats	Geen jachtgebied aanwezig op minder dan 1 km van de overwinteringsplaats	GENERIEK
	Connectiviteit	Verblijf en omliggende jachtgebieden verbonden met bomenrijen of hagen	Verblijf en omliggende jachtgebieden niet verbonden met bomenrijen of hagen	Dietz <i>et al.</i> 2011 & 2013; Vergoossen <i>et al.</i> 2009; Zahn <i>et al.</i> 2010; Krull <i>et al.</i> 1991
<i>Zomerpopulatie (april-oktober)</i>				
Zomerverblijfplaats in gebouwen of andere antropogene structuren	Structuur	Wegkruipmogelijkheden achter balken aanwezig op verschillende hoogten en langs verschillende zijden. Verschillende temperatuurzones aanwezig. Tijdens de lactatieperiode steeds zones met dagtemperatuur tussen 20°C en 30°C aanwezig	Zolder zonder wegkruipmogelijkheden of zonder verschillende temperatuurzones of juiste temperatuurzone niet steeds aanwezig	Arthur & Lemaire 2009; Zahn & Henatsch 1998
	Invliegopening	Grote invliegopening: 40 x 7 cm	Invliegopening < 40 x 7 cm of beduidend groter	Arthur & Lemaire 2009; Gyselings & Van der Wijden 2014
	Vervuiling	Houtwerk niet behandeld met toxische producten	Houtwerk behandeld met toxische producten	GENERIEK
	Verstoring door katten als predator	Verblijf niet toegankelijk voor katten	Verblijf toegankelijk voor katten	GENERIEK

Criterion	Indicator	Gunstig	Ongunstig	Referenties
<i>Zomerpopulatie (april-oktober) (vervolg)</i>				
Zomerverblijfplaats in gebouwen of andere antropogene structuren	Lichtverstoring binnen	Verblijfplaats niet kunstmatig verlicht	Verblijfplaats kunstmatig verlicht	GENERIEK
	Lichtverstoring buiten	Uitvliegplaats en verbinding met het omliggend landschap wel verlicht en geen gepaste mitigerende maatregelen aanwezig	Uitvliegplaats en verbinding met het omliggend landschap niet verlicht of gepaste mitigerende maatregelen aanwezig.	GENERIEK
	Menselijke verstoring	Geen menselijke aanwezigheid	Soms of regelmatig menselijke aanwezigheid	GENERIEK
Jachtgebied	Connectiviteit naar de omgeving	Verblijf en omliggende jachtgebieden verbonden met bomenrijen of hagen	Verblijf en omliggende jachtgebieden niet verbonden met bomenrijen of hagen	Dietz <i>et al.</i> 2011 & 2013; Vergoossen <i>et al.</i> 2009; Zahn <i>et al.</i> 2010; Krull <i>et al.</i> 1991
	Grootte	Een samenhangend netwerk van bossen (gemengd en/of loof) en kleinschalig landbouwlandschap met toegankelijke stallen met koeien op stro aanwezig in een straal van 10 km rond de kolonie	bossen (gemengd en/of loof) en kleinschalig landbouwlandschap met toegankelijke stallen met koeien op stro afwezig in een straal van 10 km rond de kolonie	Dietz <i>et al.</i> 2013; Krull <i>et al.</i> 1991; Lefevre & Verkem 2003; Dekker <i>et al.</i> 2008; Dekker <i>et al.</i> 2013; Zahn <i>et al.</i> 2010
	Connectiviteit	Jachtgebieden en kolonieplaats verbonden door vegetatiestructuren zoals bomenrijen, houtkanten, waterlopen, bospatches en hagen	Open gebieden met onderbrekingen van meer dan enkele tientallen meters in vegetatiestructuren	Dietz <i>et al.</i> 2011 & 2013; Vergoossen <i>et al.</i> 2009; Zahn <i>et al.</i> 2010; Krull <i>et al.</i> 1991
	Lichtverstoring	Vliegroutes en foerageergebieden niet kunstmatig verlicht of gepaste mitigerende maatregelen aanwezig. Ook toegankelijke stallen met koeien op stro 's nachts donker.	Vliegroutes en foerageergebieden wel kunstmatig verlicht en geen gepaste mitigerende maatregelen aanwezig	Dekker <i>et al.</i> 2008
	Menselijke verstoring	Vliegroutes of jachtgebieden niet doorsneden door drukke wegen	Vliegroutes of jachtgebieden doorsneden door drukke wegen	Dekker <i>et al.</i> 2008
	Vervuiling	Geen residu's van avermectines in de mest in de toegankelijke stallen met koeien op stro en de omliggende weiden	Residu's van avermectines in de mest in en rond de toegankelijke stallen met koeien op stro aanwezig	Kervyn <i>et al.</i> 2012; EUROBATS (2010)

9.8.9.6 Literatuur

Arthur L. & Lemaire M. (2009). Les Chauves-souris de France, Belgique, Luxembourg et Suisse. Mèze: Biotope.

Boldogh S., Dobrosi D. & Samu P. (2007). The effects of the illumination of buildings on house-dwelling bats and its conservation consequences. *Acta Chiropterologica*, 9(2), 527-534.

Daan S. & Wichers H.J. (1968). Habitat selection of bats hibernating in a limestone cave. *Zeitschrift Fur Saugetierkunde-International Journal of Mammalian Biology*, 33, 262-287.

Dekker J.J.A., Regelink J.R. & Jansen E.A. (2008). Actieplan voor de ingekorven vleermuis. Rapport van de Zoogdierverseniging VZZ, Arnhem.

Dekker J.J.A., Regelink J.R., Jansen E.A., Brinkmann R. & Limpens H.J.G.A (2013). Habitat use by female Geoffroy's bats (*Myotis emarginatus*) at its two northernmost maternity roosts and the implications for their conservation. *Lutra* 56(2): 111-120.

Dietz C., Von Helversen O. & Nill D. (2011). Vleermuizen. Alle soorten van Europa en Noordwest-Afrika (P. H. C. Lina, Trans.). Utrecht: de Fontein|Tirion Uitgevers B.V.

Dietz M., Pir J.B. & Hillen J. (2013). Does the survival of greater horseshoe bats and Geoffroy's bats in Western Europe depend on traditional cultural landscapes? *Biodiversity and Conservation*, 22(13-14), 3007-3025.

EUROBATS (2010). Impact on bat populations of the use of antiparasitic drugs for livestock. Resolution 6.15. Prague, Czech Republic, 20 – 22 September 2010. (Internet address: http://www.eurobats.org/sites/default/files/documents/pdf/Meeting_of_Parties/MoP6_Record_Annex18_Res_6_15_Antiparasitic%20Drugs.pdf).

Flaquer C., Puig-Montserrat X., Burgas A. & Russo D. (2008). Habitat selection by Geoffroy's bats (*Myotis emarginatus*) in a rural Mediterranean landscape: implications for conservation. *Acta Chiropterologica* 10(1), 61-67.

Gyselings R. & Van der Wijden B. (2014). Vleermuizen. In: Van Uytvanck J. & Goethals V. (red.) Handboek voor beheerders. Europese natuurdoelstellingen op het terrein Deel II. Soorten. Uitgeverij Lannoo, Tielt, pp. 297-320.

Kervyn T., Godin M. C., Jocque R., Grootaert P. & Libois R. (2012). Web-building spiders and blood-feeding flies as prey of the notch-eared bat (*Myotis emarginatus*). *Belgian Journal of Zoology*, 142(1), 59-67.

Krull D., Schumm A., Metzner W. & Neuweiler G. (1991). Foraging Areas and Foraging Behavior in the Notch-Eared Bat, *Myotis emarginatus* (Vespertilionidae). *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 28(4), 247-253.

Lambrechts J., Jacobs M., Lefevre A., Herremans M., Struyve T., Jacobs I. & Claessens F. (2011). Voedselkeuze van de Ingekorven vleermuis en de invloed van het gebruik van ontwormingsmiddelen op de ontwikkeling van coprofiele fauna. Rapport Natuurpunt Studie 2011/18, Natuurpunt Studie, Mechelen, België, 116 p.

Lefevre A. & Verkem S. (2003). Ingekorven vleermuis. In: Verkem S., De Maeseneer J., Vandendriesche B., Verbeylen G., Yskout S., 2003. Zoogdieren in Vlaanderen. Ecologie en verspreiding van 1987 tot 2002. Natuurpunt studie en JNM-zoogdierenwerkgroep, Mechelen/Gent.

Medinas D., Marques J.T. & Mira A. (2013). Assessing road effects on bats: the role of landscape, road features, and bat activity on road-kills. *Ecological Research*, 28(2), 227-237.

Schober W. & Grimmberger E. (1998). Gids van de vleermuizen van Europa. Tirion, Baarn.

Steck C.E. & Brinkmann R. (2006). The trophic niche of the Geoffroy's bat (*Myotis emarginatus*) in south-western Germany. *Acta Chiropterologica*, 8(2), 445-450.

Thomaes A. & Lommelen E. (2012). Mergelgroeven (8310). In: Van Uytvanck J. & De Blust G. (red.) Handboek voor beheerders. Europese natuurdoelstellingen op het terrein Deel I. Habitats. Uitgeverij Lannoo, Tielt, pp. 294-302.

Vergoosen W.G., Verheggen L., Regelink J.R., Van der Meij T. & Dekker J. (2009). De ingekorven vleermuis van Midden-Limburg. *Natuurhistorisch Maandblad* 98 (11): 209-214.

Vergoosen W.G. & Buys J.C. (1997). Ingekorven vleermuis *Myotis emarginatus* (Geoffroy, 1806). In: Limpens H.J.G.A., Mostert K. & Bongers W. (ed.) Atlas van de Nederlandse Vleermuizen. KNNV uitgeverij, Utrecht, pp. 83-90.

Webb P.I., Speakman J.R. & Racey P.A. (1996). How hot is a hibernaculum? A review of the temperatures at which bats hibernate. *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie*, 74(4), 761-765.

Willems W., Lambrechts J. & Lefevre A. (2012). Vleermuizen in bos en park in de provincie Vlaams-Brabant. Rapport Natuurpunt Studie 2012/12, Mechelen.

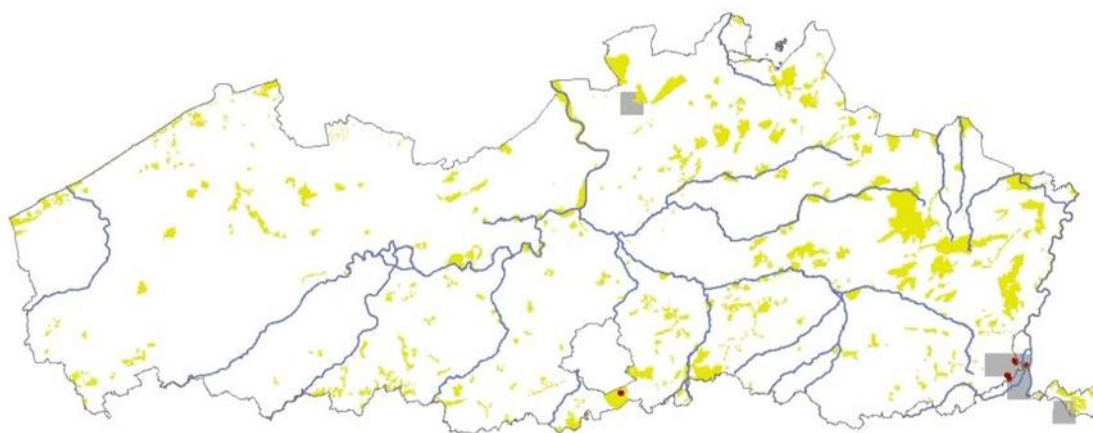
Zahn A., Bauer S., Kriner E. & Holzhaider J. (2010). Foraging habitats of *Myotis emarginatus* in Central Europe. *European Journal of Wildlife Research*, 56(3), 395-400.

Zahn A. & Henatsch B. (1998). Does *Myotis emarginatus* prefer cooler nursery roosts than *Myotis myotis*? *Zeitschrift Fur Säugetierkunde-International Journal of Mammalian Biology*, 63(1), 26-31.

9.8.10 Vale vleermuis (*Myotis myotis*)

9.8.10.1 Verspreiding

Vlaanderen ligt nabij de noordelijke grens van het verspreidingsgebied. De waarnemingen zijn beperkt tot enkele solitair overwinterende exemplaren in Limburgse mergelgroeven en in het Zoniënwood (Vlaams-Brabant). In Wallonië, op minder dan 10 km van de grens met de Voerstreek, is een kraamkolonie gekend van ca. 60 adulte dieren.



Figuur 40: Verspreiding van vale vleermuis (grijs: zomerwaarnemingen, 5x5km-UTM-hokken, 1997-2013; rood: wintertellingen, puntwaarnemingen, 1995-2010) (bron: waarnemingen.be, Natuurpunt; databank Vleermuizenwerkgroep Natuurpunt; Zoogdierenwerkgroep JNM).

9.8.10.2 Leefgebied

Winterhabitat

Vale vleermuizen overwinteren in grote ruimten zoals mergelgroeven, grotten, grote forten en kelders, waar de temperatuur 7 à 12 °C bedraagt (Dietz *et al.* 2011; Schober & Grimmberger 1998; Verlinde 2003). Op sommige plaatsen in Europa ligt de optimale overwinteringstemperatuur voor deze soort lager, en ze overleven temperaturen tot -4°C (Arthur & Lemaire 2009; Lesinski 1986; Nagel & Nagel 1991; Webb *et al.* 1996). De luchtvochtigheid ligt gewoonlijk hoger dan 65% (Arthur & Lemaire 2009; Dietz *et al.* 2011). Ze hangen bijna altijd vrij, maar wel steeds beschermd in plafondschachten, gaten in muren of plafonds van grotten en groeven (Güttinger *et al.* 2001; Lesinski 1986). Andere auteurs vermelden dat ze vrij hangen in de achterste delen van de winterverblijven en tegen het einde van de winter aan de ingang komen hangen (Dietz *et al.* 2011; Zukal *et al.* 2005).

De trek verloopt over middelgrote afstand. Afstanden tot 390 km zijn vastgesteld. (Arthur & Lemaire 2009; Dietz *et al.* 2011; Schober & Grimmberger 1998; Verlinde 2003).

9.8.10.2.1 Zomerhabitat

In het noorden van het verspreidingsgebied bevinden de kraamkolonies zich meestal in gebouwen, zoals zolders en kerktorens (Schober & Grimmberger 1998). Soms verblijven ze ook in grotten of grotachtige verblijven (bv. bruggen) met een koepelvorm zodat een warme luchtbel ontstaat. Ze prefereren warme verblijven waar de temperatuur hoger dan 30°C kan worden, en verhuizen binnen het verblijf bij 40-45°C (Zahn & Heratsch 1998; Arthur & Lemaire 2009; Verlinde 2003; Schober & Grimmberger 1998). Tussen 20 en 25°C clusteren de dieren samen om hun lichaamstemperatuur hoog genoeg te houden (Zahn & Heratsch 1998). In een studie naar de optimale kolonietemperatuur voor deze soort vond Zahn (1999) dat jongen zich sneller ontwikkelen in een warmere kolonie met een gemiddelde temperatuur van 23-24°C of meer. Arthur & Lemaire 2009 (2009) schrijven dat een temperatuur van 21°C ook nog geen problemen geeft voor de ontwikkeling van de jongen (Arthur & Lemaire 2009). De vale vleermuis gebruikt zowel grote als kleine invliegopeningen, maar heeft toch een voorkeur voor grotere openingen (Arthur & Lemaire 2009; Fairon *et al.* 2003; Verlinde 2003). Belangrijk is dat de invliegopening niet verlicht is (Arthur & Lemaire 2009).

9.8.10.2.2 Jachtgebied

Vale vleermuizen jagen vooral in loofbossen met weinig ondergroei (vnl. beukenbossen of oude eikenbossen maar ook naaldbossen), maar ook in gemaaide hooilanden en weidegebieden in een bocagelandschap (Güttinger 1998; Arlettaz 1999; Arthur & Lemaire 2009; Dietz *et al.* 2011; Verlinde 2003). In Duitsland zijn ze ook rond gebouwen aangetroffen (Zahn *et al.* 2008). Ze jagen opportunistisch op (tijdelijk) aanwezige prooiconcentraties van onder andere loopkevers, mestkevers, meikevers, langpootmuggen, spinnen en hooiwagens (Arlettaz 1996; Arthur & Lemaire 2009). Ze vangen deze hoofdzakelijk van de grond, soms in vrije vlucht. Door hun jachtstrategie zijn hun belangrijkste habitatvereisten een vrije toegang tot de grond en veel prooidieren (Arlettaz 1999). Verder gebruiken ze tijdelijke hangplaatsen om hun prooi op te eten (Dietz *et al.* 2011).

Het jachtgebied kan tot 25 km van de zomerverblijfplaats liggen, maar de meeste activiteit vindt plaats in een straal van ca. 8 à 10 km rond de verblijfplaats (Arthur & Lemaire 2009; Dietz *et al.* 2011; Verlinde 2003). Vale vleermuizen vliegen in rechte vlucht tussen hun jachtterreinen (Arthur & Lemaire 2009).

De grootte van het individueel foerageergebied bedraagt minstens 100ha, maar kan soms tot 1000 ha bedragen (Dietz *et al.* 2011)

9.8.10.2.3 Voortplanting

De meeste paringen worden waargenomen bij de verblijfplaatsen van mannetjes in de nabijheid van kraamkamers of bij andere verblijfplaatsen in boomholten, vleermuiskasten, bruggen en gebouwen. Een mannetje lokt 1-7 vrouwtjes naar het verblijf. Daar blijven ze gemiddeld 4 dagen en paren er meerdere keren (Zahn & Dippel 1997; Arthur & Lemaire 2009; Dietz *et al.* 2011). Vale vleermuizen zwermen ook bij grotten en sporadisch komen ze hier ook om te paren (Arthur & Lemaire 2009; Dietz *et al.* 2011). Verder zijn er soms paringen tijdens de winterslaap (Verlinde 2003). Waar de soort zwemt mag er geen lichtverstoring zijn en moeten de zwermplaatsen afgesloten zijn met een traliewerk met horizontale spijlen met een tussenruimte van 13-15 cm en verticale steunen om de 45-75 cm (Thomaes & Lommelen 2012) of moet het ganse omliggende gebied afgesloten zijn.

9.8.10.3 Methodiek

Zwermgedrag aan een winterverblijfplaats: de indicatoren voor zwermgedrag aan een winterverblijfplaats zijn van toepassing als zwermgedrag wordt vastgesteld. Zwermgedrag moet worden vastgesteld in de periode van augustus tot half oktober. De zwermhabitat wordt beoordeeld op drie criteria die door een plaatsbezoek kunnen worden vastgesteld. Ten eerste moet kunstmatige verlichting op de zwermlocatie afwezig zijn. Ten tweede moet menselijke verstoring afwezig zijn. Bij de beoordeling hiervan moet nagegaan worden of daadwerkelijk maatregelen genomen zijn om menselijke verstoring te vermijden en of sporen van menselijke verstoring afwezig zijn. Dergelijke sporen kunnen er immers op wijzen dat de maatregelen niet effectief zijn. Ten derde moet worden nagegaan of eventuele maatregelen de vrije in- en uitvlucht van vleermuizen niet belemmeren (bv. afsluitingen die voor zwermende vleermuizen te gesloten zouden zijn). De beoordeling heeft betrekking op de periode augustus tot half oktober.

Objecten als winterverblijf

- Buffering temperatuur: voor de beoordeling van de temperatuur van de overwinteringsplaats onderscheiden we vier categorieën van buffering. Om goed te scoren voor het criterium "buffering temperatuur" moeten plaatsen met de juiste categorie in het overwinteringsobject aanwezig zijn. Indien enkel minder of meer gebufferde plaatsen aanwezig zijn leidt dit tot een negatieve score. De beoordeling tot welke categorie een plaats behoort, gebeurt aan de hand van een tijdsreeks van temperatuurmetingen uitgevoerd met loggers over een volledig overwinteringsseizoen (oktober – mei). De beoordeling gebeurt tijdens koude perioden. Koude perioden zijn alle perioden waarbij de buitentemperatuur meerdere dagen beneden de opgegeven limiettemperatuur van de categorie was, inclusief en bij voorkeur perioden van meerdere dagen met aanhoudende vorst. De categorieën zijn:

Weinig gebufferd	Temperatuur zakt in koude perioden niet beneden -2°C
Matig gebufferd	Temperatuur zakt in koude perioden niet beneden 0°C
Goed gebufferd	Temperatuur zakt in koude perioden niet beneden 2°C
Sterk gebufferd	Temperatuur zakt in koude perioden niet beneden 7°C

- Microverblijven en hangplaatsen: voor de beoordeling van dit criterium moet via een plaatsbezoek nagegaan worden of er scheuren, kleine holten en gaten aanwezig zijn waarin de dieren kunnen wegkruipen. Deze kunnen van nature aanwezig zijn of kunstmatig zijn aangebracht, bijvoorbeeld door het ophangen van stenen met holten of andere constructies. Daarnaast moeten ook ruwheden aanwezig zijn waaraan de dieren zich kunnen vasthouden om vrij tegen de muur te hangen.
- Lichtverstoring: kunstmatige verlichting moet op de overwinteringsplaats afwezig zijn, na te gaan door een plaatsbezoek.
- Menselijke verstoring: menselijke verstoring moet afwezig zijn. Dit kan bijvoorbeeld door het afsluiten van het object of de onmiddellijke omgeving. Via een plaatsbezoek moet nagegaan worden of verstoring afwezig is en of eventueel daarvoor nodige maatregelen genomen zijn.

Zomerverblijfplaats in gebouwen

- Structuur: na te gaan door een plaatsbezoek buiten de koloniekeperiode.
- Invliegopening: na te gaan door een plaatsbezoek tijdens het uitvliegen.
- Vervuiling: het gebruik van toxische producten voor houtbehandeling moet nagegaan worden door bevraging bij eigenaars/beheerders.
- Verstoring door predatoren: dit moet bepaald worden d.m.v. een plaatsbezoek in de zomerperiode.
- Lichtverstoring buiten: dit moet bepaald worden d.m.v. een nachtelijk plaatsbezoek in de zomerperiode.

Jachtgebied

- Grootte & connectiviteit: de gebiedsgrootte en connectiviteit moeten bepaald worden d.m.v. luchtfoto's gecombineerd met een plaatsbezoek. Een plaatsbezoek is nodig om te evalueren of potentiële gebieden die geselecteerd werden op luchtfoto voldoen aan de beschrijving van geschikt jachtgebied en of verbindingen ook reëel op terrein nog aanwezig zijn.

9.8.10.4 Opmerkingen

Als bij de referentie in de tabel GENERIEK wordt vermeld is dit een criterium dat in principe voor alle vleermuissoorten hetzelfde wordt toegepast. Een verantwoording hiervoor staat in het inleidend deel.

De indicatoren zijn dezelfde bij alle soorten. Als een indicator niet is ingevuld wordt dit criterium niet gebruikt bij deze soort.

9.8.10.5 Beoordeling valse vleermuis

Criteria	Indicator	Gunstig	Ongunstig	Referenties
Kwaliteit leefgebied				
<i>Winterpopulatie (augustus - april)</i>				
Zwermgedrag aan winterverblijf	Lichtverstoring	Verlichting afwezig	Verlichting aanwezig	GENERIEK
	Menselijke verstoring	Verstoring met zekerheid afwezig	Verstoring niet met zekerheid afwezig	GENERIEK

Criterion	Indicator	Gunstig	Ongunstig	Referenties
<i>Winterpopulatie (augustus - april) (vervolg)</i>				
Objecten als winterverblijfplaats	Buffering temperatuur	Sterk gebufferde plaatsen aanwezig	Geen sterk gebufferde plaatsen aanwezig	Dietz <i>et al.</i> 2011; Verlinde 2003; Schober & Grimmberger 1998; Webb <i>et al.</i> 1996
	Luchtvochtigheid	> 65%	< 65%	Arthur & Lemaire 2009; Dietz <i>et al.</i> 2011
	Microverblijven en hangplaatsen	Hangplaatsen aanwezig	Hangplaatsen afwezig	Dietz <i>et al.</i> 2011; Zukal <i>et al.</i> 2005; Schober & Grimmberger 1998
	Lichtverstoring	Afwezig	Aanwezig	GENERIEK
	Menselijke verstoring	Verstoring met zekerheid afwezig	Verstoring niet met zekerheid afwezig	GENERIEK
	Foerageergebied	Jachtgebied aanwezig op minder dan 1 km van de overwinteringsplaats	Geen jachtgebied aanwezig op minder dan 1 km van de overwinteringsplaats	GENERIEK
<i>Zomerpulatie (april-oktober)</i>				
Zomerverblijfplaats in gebouwen of andere antropogene structuren	Structuur	Wegkruipmogelijkheden achter balken aanwezig op verschillende hoogten en langs verschillende zijden. Verschillende temperatuurzones aanwezig. Tijdens de lactatieperiode steeds zones met dagtemperatuur > 25°C aanwezig.	Zolder zonder weggkruipmogelijkheden of zonder verschillende temperatuurzones of juiste temperatuurzone niet steeds aanwezig	Arthur & Lemaire 2009; Zahn & Heratsch 1998; Zahn 1999; Verlinde 2003; Schober & Grimmberger 1998
	Invliegopening	Grote invliegopening: >40 x 7 cm	Invliegopening < 40 x 7 cm	Arthur & Lemaire 2009; Gyselings & Van der Wijden 2014; Verlinde 2003
	Vervuiling	Houtwerk niet behandeld met toxische producten	Houtwerk behandeld met toxische producten	GENERIEK
	Verstoring door katten als predator	Verblijf niet toegankelijk voor katten	Verblijf toegankelijk voor katten	GENERIEK
	Lichtverstoring binnen	Verblijfplaats niet kunstmatig verlicht	Verblijfplaats kunstmatig verlicht	GENERIEK
	Lichtverstoring buiten	Uitvliegplaats en verbinding met het omliggend landschap wel verlicht en geen gepaste mitigerende maatregelen aanwezig	Uitvliegplaats en verbinding met het omliggend landschap niet verlicht of gepaste mitigerende maatregelen aanwezig.	GENERIEK
	Menselijke verstoring	Geen menselijke aanwezigheid	Soms of regelmatig menselijke aanwezigheid	GENERIEK
	Jachtgebied	Grootte	Minstens 3 km ² geschikt jachthabitat, voornamelijk bos, binnen een straal van 10 km rond de kolonie	Minder jachtgebied in de omgeving van de kolonie

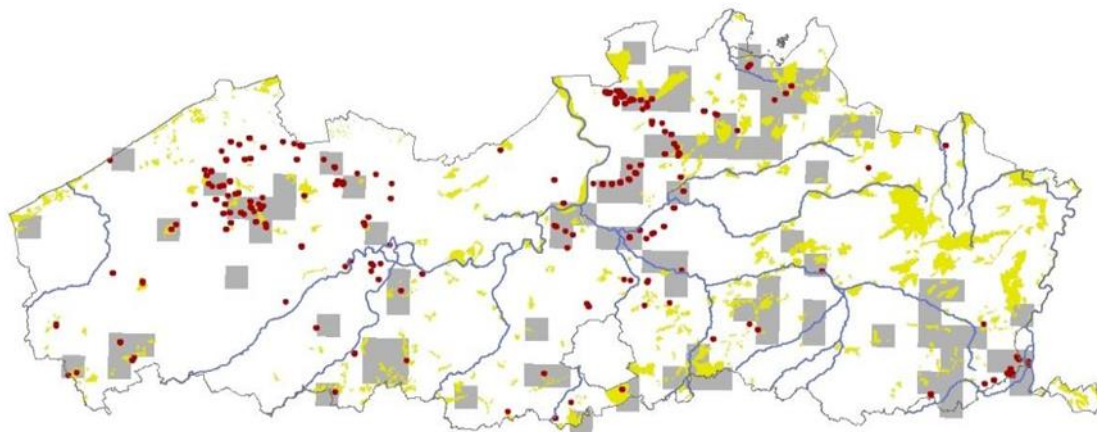
9.8.10.6 Literatuur

- Arlettaz R. (1996). Feeding behaviour and foraging strategy of free-living mouse-eared bats, *Myotis myotis* and *Myotis blythii*. *Animal Behaviour*, 51, 1-11.
- Arlettaz R. (1999). Habitat selection as a major resource partitioning mechanism between the two sympatric sibling bat species *Myotis myotis* and *Myotis blythii*. *Journal of Animal Ecology*, 68, 460-471.
- Arthur L. & Lemaire M. (2009). Les Chauves-souris de France, Belgique, Luxembourg et Suisse. Mèze: Biotope.
- Dietz C., Von Helversen O. & Nill D. (2011). Vleermuizen. Alle soorten van Europa en Noordwest-Afrika (P.H.C. Lina, Trans.). Utrecht: de Fontein | Tirion Uitgevers B.V.
- Fairon J., Busch E., Petit T. & Schuiten M. (2003). Guide pour l'aménagement des combles et clochers des églises et d'autres bâtiments. Brochure technique nr. 4. Jambes: Institut royal des Sciences naturelles de Belgique, Groupement nature. 80 p.
- Güttinger R., Zahn A., Krapp F. & Schober W. (2001). *Myotis myotis* (Borkhausen, 1797) – Grobes Mausohr, Grobmausohr. In Niethammer J. & Krapp F., *Handbuch der Säugetiere Europas*. Aula verlag, Wiebelsheim.
- Gyselings R. & Van der Wijden B. (2014). Vleermuizen. In: Van Uytvanck J. & Goethals V. (red.) *Handboek voor beheerders. Europese natuurdoelstellingen op het terrein Deel II. Soorten*. Uitgeverij Lannoo, Tielt, pp. 297-320.
- Lesinski G. (1986). Ecology of bats hibernating underground in Central Poland. *Acta Theriologica*, 31(37), 507-521.
- Nagel A. & Nagel R. (1991). How do bats choose optimal temperatures for hibernation? *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology*, 99(3), 323-326.
- Schober W. & Grimmberger E. (1998). Gids van de vleermuizen van Europa. Tirion, Baarn.
- Thomaes A. & Lommelen E. (2012). Mergelgroeven (8310). In: Van Uytvanck J. & De Blust G. (red.) *Handboek voor beheerders. Europese natuurdoelstellingen op het terrein Deel I. Habitats*. Uitgeverij Lannoo, Tielt, pp. 294-302.
- Verlinde R. (2003). Vale Vleermuis. In: Verkem S., De Maeseneer J., Vandendriesche B., Verbeylen G., Yskout S., 2003. *Zoogdieren in Vlaanderen. Ecologie en verspreiding van 1987 tot 2002. Natuurpunt studie en JNM-zoogdierenwerkgroep*, Mechelen/Gent.
- Webb P.I., Speakman J.R. & Racey P.A. (1996). How hot is a hibernaculum? A review of the temperatures at which bats hibernate. *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie*, 74(4), 761-765.
- Zahn A. (1999). Reproductive success, colony size and roost temperature in attic-dwelling bat *Myotis myotis*. *Journal of Zoology*, 247, 275-280.
- Zahn A. & Dippel B. (1997). Male roosting habits and mating behaviour of *Myotis myotis*. *Journal of Zoology*, 243(4), 659-674.
- Zahn A., Gelhaus M., & Zahner V. (2008). Foraging activity of bats in different forest types, wetlands and in open habitats - a study carried out at the "Herreninsel" (island in the Chiemsee, Bavaria). *Allgemeine Forst und Jagdzeitung*, 179, 173-179.
- Zahn A. & Henatsch B. (1998). Does *Myotis emarginatus* prefer cooler nursery roosts than *Myotis myotis*? *Zeitschrift Fur Säugetierkunde-International Journal of Mammalian Biology*, 63(1), 26-31.
- Zukal J., Berkova H. & Rehak Z. (2005). Activity and shelter selection by *Myotis myotis* and *Rhinolophus hipposideros* hibernating in the Katerinska cave (Czech Republic). *Mammalian Biology*, 70(5), 271-281.

9.8.11 Franjestaart (*Myotis nattereri*)

9.8.11.1 Verspreiding

Franjestaart komt verspreid voor over Vlaanderen.



Figuur 41: Verspreiding van franjestaart (grijs: zomerwaarnemingen, 5x5km-UTM-hokken, 1995-2014; rood: wintertellingen, puntwaarnemingen, 1995-2014) (bron: waarnemingen.be, Natuurpunt; databank Vleermuizenwerkgroep Natuurpunt; Zoogdierenwerkgroep JNM; Daan Dekeukeleire, pers. data).

9.8.11.2 Leefgebied

9.8.11.2.1 Winterhabitat

Overwintering vindt plaats in kelders, forten, ijskelders, groeven en grotten, maar ook in bomen, waar ze meestal wegkruipen in spleten en holtes. De soort is overwinterend waargenomen bij temperaturen tussen -3 en 8,1°C (Arthur & Lemaire 2009; Nagel & Nagel 1991; Lesinski 1986; Limpens & Feestra 1997; Schober & Grimmberger 1998; Van der Wijden 2003; Webb *et al.* 1996). Hope en Jones (2012) zagen dat ze het minst vaak wakker worden tussen 2 en 4°C, en dat ze bij warmere temperaturen gaan jagen tijdens de winter. Franjestaarten kruipen in de winterverblijven vaak weg in spleten en barsten. Daardoor worden hun aantallen onderschat (Arthur & Lemaire 2009; Gaisler & Chytil 2002; Rivers *et al.* 2006). Zo werden er in een grot in Cher jaarlijks enkele franjestaarten geteld, terwijl er na een vervuiling in een grot meer dan 300 dode individuen gevonden werden (Arthur & Lemaire 2009).

9.8.11.2.2 Zomerhabitat

In Vlaanderen is de franjestaart vooral boombewonend, maar er zijn ook gebouwbewonende kolonies bekend. Ze verkiest oude, naar boven ingerotte spechtenholen en verblijft vaak in dode holle bomen. Dus vermoedelijk is ze minder gebonden aan gebufferde microklimaten (Kanuch 2005; Van der Wijden 2003). Ze verhuist om de 2-5 dagen en de koloniegrootte varieert voortdurend (fission-fusion, Dietz *et al.* 2011) dus een kolonie heeft een netwerk aan geschikte locaties nodig. Na de geboorte van de jongen heeft ze een voorkeur voor verblijfplaatsen met beperkter volume zoals barsten en spleten of holle takken (Van der Wijden 2003).

In gebouwen blijkt de gemiddelde ideale temperatuur voor de verblijven te variëren (Smith & Racey 2005). Omwille van de behoefte aan deze temperatuurvariaties hebben ze veel verblijven nodig (Briggs 2004). De studiekolonies van Smith en Racey (2005) bezochten 21 tot 31 verblijven op 15 tot 25 plaatsen (waarvan 67% bomen), gelegen in kerngebied tot 2 km² met een densiteit van 7 tot 15 verblijven per km². Ze waren jaar na jaar plaatstrouw aan hun verblijven (dezelfde zolder als kraamkolonie en in de rest van het jaar doorgaans kleinere verblijven). De kolonieplaats moet donker zijn en ook de uitvliegopening mag niet verlicht zijn (Arthur & Lemaire 2009).

9.8.11.2.3 Jachtgebied

Het is een soort van bijna alle bostypen en kleinschalige, vaak waterrijke landschappen die rijk zijn aan randstructuren (Van der Wijden 2003; Smith & Racey 2008; Swift 1997) en water met oevervegetatie. In

tegenstelling tot andere vleermuizen kunnen ze ook in dichte vegetatie jagen (bv. jonge aanplanten). Insecten worden vaak direct van de vegetatie geplukt (Swift & Racey 2002). Ze jaagt soms ook in veestallen (Gyselings & Van der Wijden 2014). De grootte van een individueel jachtgebied varieert van 80 tot 580 ha, en hierin worden 1-6 kernjachtgebieden van 2 tot 18 ha intensief gebruikt (Arthur & Lemaire 2009; Dietz *et al.* 2011; Siemers *et al.* 1999). Het leefgebied van een volledige kolonie is tussen 5 en 13 km² groot (Arthur & Lemaire 2009).

Ze vliegen tot maximum 4 km naar hun jachtgebied en volgen hiervoor landschapselementen zoals hagen, houtwallen en weiden met bomen (Dietz *et al.* 2011; Siemers *et al.* 1999). Omdat ze laag vliegen, vallen er veel slachtoffers als lineaire elementen een weg kruisen (Lesinski 2008). Dit zou verholpen kunnen worden door faunatunnels, want ze gebruiken relatief kleine tunnels onder wegen (1,5 m hoog en 2 m breed), zelfs al zijn deze langer dan 30 m (Bach *et al.* 2004).

9.8.11.2.4 Voortplanting

Franjestaarten komen uit een gebied tot 4100 km² naar grotten en andere ondergrondse objecten om er te zwermen en te paren (Dietz *et al.* 2011). Sommige individuen bezoeken meerdere zwermplaatsen op enkele kilometers van elkaar (Rivers *et al.* 2006) en de zwermplaats is niet noodzakelijk de plaats waar ze ook overwinteren (Arthur & Lemaire 2009). Op zwermplaatsen vliegen veel meer mannetjes dan vrouwtjes rond (Dietz *et al.* 2011). Tijdens deze periode verblijven franjestaarten overdag in bomen en gebouwen in de omgeving, en ook in het object waar ze zwermen zelf. Voor voedselvoorziening hebben ze in de omgeving nood aan bos in een matrix van rurale habitats (Parsons & Jones 2003). Zwermgedrag kan verstoord worden door roosters of smal traliewerk aan de ingang van het object, dus bij het inrichten van zwermplaatsen wordt hier best rekening mee gehouden (Arthur & Lemaire 2009). Wanneer de dieren zwermen mag er geen lichtverstoring zijn en de zwermplaatsen moeten afgesloten zijn met een traliewerk met horizontale spijlen met een tussenruimte van 13-15 cm en verticale steunen om de 45-75 cm (Thomaes & Lommelen 2012) of het ganse omliggende gebied moet afgesloten zijn.

9.8.11.3 Methodiek

Zwermgedrag aan een winterverblijfplaats: de indicatoren voor zwermgedrag aan een winterverblijfplaats zijn van toepassing als zwermgedrag wordt vastgesteld. Zwermgedrag moet worden vastgesteld in de periode van augustus tot half oktober. De zwermhabitat wordt beoordeeld op drie criteria die door een plaatsbezoek kunnen worden vastgesteld. Ten eerste moet kunstmatige verlichting op de zwermlocatie afwezig zijn. Ten tweede moet menselijke verstoring afwezig zijn. Bij de beoordeling hiervan moet nagegaan worden of daadwerkelijk maatregelen genomen zijn om menselijke verstoring te vermijden en of sporen van menselijke verstoring afwezig zijn. Dergelijke sporen kunnen er immers op wijzen dat de maatregelen niet effectief zijn. Ten derde moet worden nagegaan of eventuele maatregelen de vrije in- en uitvlucht van vleermuizen niet belemmeren (bv. afsluitingen die voor zwermende vleermuizen te gesloten zouden zijn). De beoordeling heeft betrekking op de periode augustus tot half oktober.

Objecten als winterverblijf

- **Buffering temperatuur:** voor de beoordeling van de temperatuur van de overwinteringsplaats onderscheiden we vier categorieën van buffering. Om goed te scoren voor het criterium “buffering temperatuur” moeten plaatsen met de juiste categorie in het overwinteringsobject aanwezig zijn. Indien enkel minder of meer gebufferde plaatsen aanwezig zijn leidt dit tot een negatieve score. De beoordeling tot welke categorie een plaats behoort, gebeurt aan de hand van een tijdsreeks van temperatuurmetingen uitgevoerd met loggers over een volledig overwinteringsseizoen (oktober – mei). De beoordeling gebeurt tijdens koude perioden. Koude perioden zijn alle perioden waarbij de buitentemperatuur meerdere dagen beneden de opgegeven limiettemperatuur van de categorie was, inclusief en bij voorkeur perioden van meerdere dagen met aanhoudende vorst. De categorieën zijn:

Weinig gebufferd	Temperatuur zakt in koude perioden niet beneden -2°C
Matig gebufferd	Temperatuur zakt in koude perioden niet beneden 0°C
Goed gebufferd	Temperatuur zakt in koude perioden niet beneden 2°C
Sterk gebufferd	Temperatuur zakt in koude perioden niet beneden 7°C

- Microverblijven en hangplaatsen: voor de beoordeling van dit criterium moet via een plaatsbezoek nagegaan worden of er scheuren, kleine holten en gaten aanwezig zijn waarin de dieren kunnen wegkruipen. Deze kunnen van nature aanwezig zijn of kunstmatig zijn aangebracht, bijvoorbeeld door het ophangen van stenen met holten of andere constructies. Daarnaast moeten ook ruwheden aanwezig zijn waaraan de dieren zich kunnen vasthouden om vrij tegen de muur te hangen.
- Lichtverstoring. Kunstmatige verlichting moet op de overwinteringsplaats afwezig zijn, na te gaan door een plaatsbezoek.
- Menselijke verstoring: menselijke verstoring moet afwezig zijn. Dit kan bijvoorbeeld door het afsluiten van het object of de onmiddellijke omgeving. Via een plaatsbezoek moet nagegaan worden of verstoring afwezig is en of eventueel daarvoor nodige maatregelen genomen zijn.

Zomerverblijfplaats in bomen

- Gebiedsgrootte en densiteit aan verblijfplaatsen: de gebiedsgrootte moet bepaald worden d.m.v. luchtfoto's gecombineerd met een plaatsbezoek. De inventarisatie ervan gebeurt best in de periode dat de bomen niet in blad staan.

Zomerverblijfplaats in gebouwen

- Structuur: na te gaan door een plaatsbezoek buiten de kolonieperiode.
- Invliegopening: na te gaan door een plaatsbezoek tijdens uitvliegen.
- Vervuiling: het gebruik van toxische producten voor houtbehandeling moet nagegaan worden door bevraging bij eigenaars/beheerders.
- Verstoring door predatoren: dit moet bepaald worden d.m.v. een plaatsbezoek in de zomerperiode.
- Lichtverstoring buiten: dit moet bepaald worden d.m.v. een nachtelijk plaatsbezoek in de zomerperiode.

Jachtgebied

- Grootte & connectiviteit: de gebiedsgrootte en connectiviteit moeten bepaald worden d.m.v. luchtfoto's gecombineerd met een plaatsbezoek. Een plaatsbezoek is nodig om te evalueren of potentiële gebieden die geselecteerd werden op luchtfoto voldoen aan de beschrijving van geschikt jachtgebied en of verbindingen ook reëel op terrein nog aanwezig zijn.
- Lichtverstoring: aanwezigheid van lichtverstoring moet bepaald worden d.m.v. een nachtelijk plaatsbezoek. Vermits lichtverstoring aanleiding geeft tot een negatieve beoordeling, mogen bij de bepaling van de grootte van het jachtgebied en van de connectiviteit enkel zones en routes meegeteld worden die vrij zijn van lichtverstoring.
- Menselijke verstoring: de doorsnijding van vliegroutes of foerageergebied door drukke wegen geldt als verstorend element. Indien de weg voorzien is van geleidende elementen om een veilige oversteek of bij voorkeur onderdoorgang mogelijk te maken en vleermuizen er naartoe te geleiden moet de weg niet als een doorsnijding worden beschouwd. Een weg is als druk te beschouwen vanaf 100 voertuigen per nacht (Medinas *et al.* 2013).

9.8.11.4 Opmerkingen

Als bij de referentie in de tabel GENERIEK wordt vermeld, is dit een criterium dat in principe voor alle vleermuissoorten hetzelfde wordt toegepast. Een verantwoording hiervoor staat in het inleidend deel.

De indicatoren zijn dezelfde bij alle soorten. Als een indicator niet is ingevuld wordt dit criterium niet gebruikt bij deze soort.

9.8.11.5 Beoordeling franjestaart

Criterion	Indicator	Gunstig	Ongunstig	Referenties
Kwaliteit leefgebied				
<i>Winterpopulatie (augustus - april)</i>				
Zwermgedrag aan winterverblijf	Lichtverstoring	Verlichting afwezig	Verlichting aanwezig	GENERIEK
	Menselijke verstoring	Verstoring met zekerheid afwezig	Verstoring niet met zekerheid afwezig	GENERIEK
Objecten als winterverblijfplaats	Buffering temperatuur	Goed gebufferde plaatsen aanwezig	Geen goed gebufferde plaatsen afwezig	Hope & Jones 2012; Arthur & Lemaire 2009; Nagel & Nagel 1991; Lesinski 1986; Limpens & Feestra 1997; Schober & Grimmberger 1998; Van der Wijden 2003; Webb <i>et al.</i> 1996
	Luchtvochtigheid	> 85%	< 85%	Lesinski 1986
	Microverblijven en hangplaatsen	Hangplaten en holten, spleten en/of scheuren aanwezig	Hangplaten en holten, spleten en/of scheuren afwezig	Arthur & Lemaire 2009; Gaisler & Chytil 2002; Rivers <i>et al.</i> 2006
	Lichtverstoring	Afwezig	Aanwezig	GENERIEK
	Menselijke verstoring	Verstoring met zekerheid afwezig	Verstoring niet met zekerheid afwezig	GENERIEK
	Foerageergebied	Jachtgebied aanwezig op minder dan 1 km van de overwinteringsplaats	Geen jachtgebied aanwezig op minder dan 1 km van de overwinteringsplaats	GENERIEK
Objecten als winterverblijfplaats	Connectiviteit	Verblijf en omliggende jachtgebieden verbonden met bomenrijen of hagen	Verblijf en omliggende jachtgebieden niet verbonden met bomenrijen of hagen	Limpens & Feenstra 1997
<i>Zomerpopulatie (april-oktober)</i>				
Zomerverblijfplaats in bomen	Gebiedsgrootte en densiteit aan verblijfplaatsen	Minstens 100 bomen met geschikte verblijven in een gebied van maximum 2 km ² . Alle verblijven goed verbonden met elkaar door opgaande landschapselementen.	Minder bomen met geschikte verblijven beschikbaar of slecht verbonden	Boye & Dietz 2005; Dietz <i>et al.</i> 2011
Zomerverblijfplaats in gebouwen of andere antropogene structuren	Structuur	Wegkruipmogelijkheden aanwezig	Wegkruipmogelijkheden afwezig	Arthur & Lemaire 2009
	Vervuiling	Houtwerk niet behandeld met toxische producten	Houtwerk behandeld met toxische producten	GENERIEK
	Verstoring door katten als predator	Verblijf niet toegankelijk voor katten	Verblijf toegankelijk voor katten	GENERIEK

criterium	Indicator	Gunstig	Ongunstig	Referenties
<i>Zomerpopulatie (april-oktober) (vervolg)</i>				
Zomerverblijfplaats in gebouwen of andere antropogene structuren	Lichtverstoring binnen	Verblijfplaats niet kunstmatig verlicht	Verblijfplaats kunstmatig verlicht	GENERIEK
	Lichtverstoring buiten	Uitvliegplaats en verbinding met het omliggend landschap wel verlicht en geen gepaste mitigerende maatregelen aanwezig	Uitvliegplaats en verbinding met het omliggend landschap niet verlicht of gepaste mitigerende maatregelen aanwezig.	GENERIEK
	Menselijke verstoring	Geen menselijke aanwezigheid	Soms of regelmatig menselijke aanwezigheid	GENERIEK
	Connectiviteit naar de omgeving	Verblijf en omliggende jachtgebieden verbonden met bomenrijen of hagen	Verblijf en omliggende jachtgebieden niet verbonden met bomenrijen of hagen	Limpens & Feenstra; 1997; Swift 1997
Jachtgebied	Grootte	1 km ² geschikt foerageergebied in een straal van 4 km rond de kolonie	Minder foerageergebied aanwezig	Dietz <i>et al.</i> 2011 ; Arthur & Lemaire 2009 ; Siemers <i>et al.</i> 1999
	Connectiviteit	Jachtgebieden en kolonieplaats verbonden door vegetatiestructuren zoals bomenrijen, houtkanten, bospatches en hagen	Open gebieden met onderbrekingen van meer dan enkele tientallen meters in vegetatiestructuren	Limpens & Feenstra 1997
	Lichtverstoring	Vliegroutes en foerageergebieden niet kunstmatig verlicht of gepaste mitigerende maatregelen aanwezig	Vliegroutes en foerageergebieden wel kunstmatig verlicht en geen gepaste mitigerende maatregelen aanwezig	Lacoeuilhe <i>et al.</i> 2014
	Menselijke verstoring	Vliegroutes of jachtgebieden niet doorsneden door drukke wegen	Vliegroutes of jachtgebieden doorsneden door drukke wegen	Lesinski 2008

9.8.11.6 Literatuur

Arthur L. & Lemaire M. (2009). Les Chauves-souris de France, Belgique, Luxembourg et Suisse. Mèze: Biotope.

Bach L., Burkhardt P. & Limpens H. (2004). Tunnels as a possibility to connect bat habitats. *Mammalia*, 68(4), 411-420.

Boye P. & Dietz M. (2005) Development of good practice guidelines for woodland management for bats. English Nature Research Reports, nr. 661

Briggs P. (2004). Effect of barn conversion on bat roost sites in Hertfordshire, England. *Mammalia*, 68(4), 353-364.

Dietz C., Von Helversen O. & Nill D. (2011). Vleermuizen. Alle soorten van Europa en Noordwest-Afrika (P.H.C. Lina, Trans.). Utrecht: de Fontein|Tirion Uitgevers B.V.

Gaisler J. & Chytil J. (2002). Mark-recapture results and changes in bat abundance at the cave of Na Tuoldu, Czech Republic. *Folia Zoologica*, 51(1), 1-10.

- Glover A.M. & Altringham J.D. (2008). Cave selection and use by swarming bat species. *Biological Conservation*, 141, 1493-1504.
- Gyselings R. & Van der Wijden B. (2014). Vleermuizen. In: Van Uytvanck J. & Goethals V. (red.) *Handboek voor beheerders. Europese natuurdoelstellingen op het terrein Deel II. Soorten*. Uitgeverij Lannoo, Tielt, pp. 297-320.
- Hope P. R. & Jones G. (2012). Warming up for dinner: torpor and arousal in hibernating Natterer's bats (*Myotis nattereri*) studied by radio telemetry. *Journal of Comparative Physiology B-Biochemical Systemic and Environmental Physiology*, 182(4), 569-578.
- Kanuch P. (2005). Roosting and population ecology of three syntopic tree-dwelling bat species (*Myotis nattereri*, *M. daubentonii* and *Nyctalus noctula*). *Biologia*, 60, 579-587.
- Lacoeuilhe A., Machon N., Julien J. F., Le Bocq A. & Kerbirou C. 2014. The Influence of Low Intensities of Light Pollution on Bat Communities in a Semi-Natural Context. *Plos One*, 9, 8.
- Lesinski G. (1986). Ecology of bats hibernating underground in Central Poland. *Acta Theriologica*, 31(37), 507-521.
- Lesinski G. (2008). Linear landscape elements and bat casualties on roads - an example. *Annales Zoologici Fennici*, 45(4), 277-280.
- Limpens H.J.G.A. & Feenstra M. (1997). Franjestaart *Myotis nattereri* (Kuhl, 1818). In: Limpens H.J.G.A., Mostert K. & Bongers W. (ed.) *Atlas van de Nederlandse Vleermuizen*. KNNV uitgeverij, Utrecht, pp. 91-100.
- Medinas D., Marques J.T. & Mira A. (2013). Assessing road effects on bats: the role of landscape, road features, and bat activity on road-kills. *Ecological Research*, 28(2), 227-237.
- Nagel A. & Nagel R. (1991). How do bats choose optimal temperatures for hibernation? *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology*, 99(3), 323-326. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/0300-9629\(91\)90008-Z](http://dx.doi.org/10.1016/0300-9629(91)90008-Z).
- Onkelinx T., Gijssels R. & De Knijf G. (2014). Blauwdruk Vleermuizen. In: de Knijf G., Westra T., Onkelinx T., Quataert P. & M. Pollet (red.) *Monitoring Natura 2000-soorten en overige soorten prioritair voor het Vlaams beleid. Blauwdrukken soortenmonitoring in Vlaanderen. Rapport Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO), INBO.R.2014.2319355*. Brussel, pp. 135-169.
- Parsons K.N. & Jones G. (2003). Dispersion and habitat use by *Myotis daubentonii* and *Myotis nattereri* during the swarming season: implications for conservation. *Animal Conservation*, 6, 283-290.
- Rivers N.M., Butlin R.K. & Altringham J.D. (2006). Autumn swarming behaviour of Natterer's bats in the UK: Population size, catchment area and dispersal. *Biological Conservation*, 127(2), 215-226.
- Schober W. & Grimmberger E. (1998). *Gids van de vleermuizen van Europa*. Tirion, Baarn.
- Siemers B.M., Kaipf I. & Schnitzler H.U. (1999). The use of day roosts and foraging grounds by Natterer's bats (*Myotis nattereri* Kuhl, 1818) from a colony in southern Germany. *Zeitschrift Fur Säugetierkunde-International Journal of Mammalian Biology*, 64(4), 241-245.
- Smith P.G. & Racey P.A. (2005). The itinerant Natterer: physical and thermal characteristics of summer roosts of *Myotis nattereri* (Mammalia : Chiroptera). *Journal of Zoology*, 266, 171-180.
- Smith P.G. & Racey P.A. (2008). Natterer's bats prefer foraging in broad-leaved woodlands and river corridors. *Journal of Zoology*, 275, 314-322.
- Swift S.M. (1997). Roosting and foraging behaviour of Natterer's bats (*Myotis nattereri*) close to the northern border of their distribution. *Journal of Zoology*, 242(2), 375-384.
- Swift S.M. & Racey P.A. (2002). Gleaning as a foraging strategy in Natterer's bat *Myotis nattereri*. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 52, 408-416.

Thomaes A. & Lommelen E. (2012). Mergelgroeven (8310). In: Van Uytvanck J. & De Blust G. (red.) Handboek voor beheerders. Europese natuurdoelstellingen op het terrein Deel I. Habitats. Uitgeverij Lannoo, Tielt, pp. 294-302.

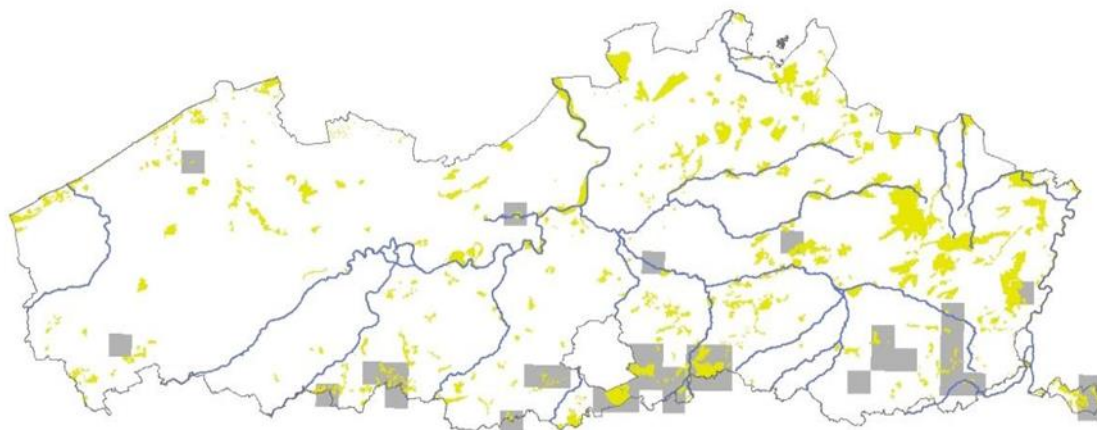
Van der Wijden B. (2003). Franjestaart. In: Verkem S., De Maeseneer J., Vandendriesche B., Verbeylen G., Yskout S., 2003. Zoogdieren in Vlaanderen. Ecologie en verspreiding van 1987 tot 2002. Natuurpunt studie en JNM-zoogdierenwerkgroep, Mechelen/Gent.

Webb P.I., Speakman J.R. & Racey P.A. (1996). How hot is a hibernaculum? A review of the temperatures at which bats hibernate. *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie*, 74(4), 761-765.

9.8.12 Bosvleermuis (*Nyctalus leisleri*)

9.8.12.1 Verspreiding

In Vlaanderen is de bosvleermuis één van de zeldzaamste vleermuizen. Jagende dieren worden af en toe waargenomen in de gebieden aan en rond de grote Brabantse beukenboscomplexen, zoals Zoniënwoud, Meerdaalwoud en Heverleebos.



Figuur 42: Verspreiding van bosvleermuis (grijs: zomerwaarnemingen, 5x5km-UTM-hokken, 1997-2014) (bron: waarnemingen.be, Natuurpunt; databank Vleermuizenwerkgroep Natuurpunt; Zoogdierenwerkgroep JNM). Overwinterende bosvleermuizen werden in Vlaanderen nog niet waargenomen.

9.8.12.2 Leefgebied

9.8.12.2.1 Winterhabitat

Voor de overwintering worden vooral holle bomen gebruikt. De voorkeur gaat naar bomen met een dikke wand en holten met een kleine opening, die daardoor klimatologisch het meest geschikt zijn. Meestal zitten de dieren dicht opeengepakt, waarbij de groepswarmte de overleving van vorstperiodes eveneens bevordert. Spletten en spouwmuren van gebouwen, zolders, grotten en kelders komen ook in aanmerking als winterverblijfplaats (Schober & Grimmberger 1998; Van de Sijpe 2003).

Ze trekken tot 1000 km en meer naar warmere overwinteringsgebieden, hoofdzakelijk van noordoost (zomer) naar zuidwest (winter), al zijn ze mogelijk ook deels sedentair (Dietz *et al.* 2011; Van de Sijpe 2003). Vooral de vrouwtjes trekken zeer ver, mannetjes blijven (deels) in doorgangs- en overwinteringsgebieden, waardoor de seksratio in de zomer in sommige regio's zeer onevenwichtig is (Arthur & Lemaire 2009; Dietz *et al.* 2011). Dit maakt hen erg kwetsbaar als slachtoffer van windmolens (Voigt *et al.* 2012; Georgiakakis *et al.* 2012). Doordat het een trekkende soort is die in zijn winterverblijven moeilijk vindbaar is, worden er voor deze soort geen criteria voor overwintering opgenomen.

9.8.12.2.2 Zomerhabitat

De soort verblijft in de zomer in holtes en scheuren van oude bomen. Ze prefereren dan ook oude, onbeheerde bossen (Ruczynski *et al.* 2010). Ze hebben een voorkeur voor dikke en grote bomen, zowel levende als stervende bomen. Ze zijn onder andere waargenomen in eiken, beuken, essen en kastanjabomen (Ruczynski & Bogdanowicz 2008; Spada *et al.* 2008; Dietz *et al.* 2011). Ze verkiezen natuurlijk ontwikkelde holten boven spechtenholten en hebben een voorkeur voor holten zonder vegetatie bij de ingang (Dietz *et al.* 2011; Spada *et al.* 2008; Ruczynski & Bogdanowicz 2005; Spoelstra 1997), al verblijven ze soms ook in nestkasten op 1,5 m hoogte (Spoelstra 1997). Als bescherming tegen marters kiezen ze holten met een kleine ingang, een grote veiligheidsafstand, en vaak met meer dan 1 opening (1-6). De kopdikte van een marter ligt tussen 4,5 en 5 cm en bosvleermuizen nestelen vaak in holten met toegang kleiner dan 4 cm (66% van verblijfsholtes) en altijd kleiner dan 7 cm (Ruczynski & Bogdanowicz 2005; Spada *et al.* 2008). Bosvleermuizen verkiezen vooral holten zonder ondergroei nabij de ingang (Spada *et al.* 2008). Energetisch gezien ligt de ideale temperatuur in de nestholte (bij afwezigheid van vleermuizen) tussen 22 en 24°C

(Ruczynski & Bogdanowicz 2005). In Polen, en vermoedelijk ook bij ons, kiezen bosvleermuizen voor de warmste holtes (daggemiddelde rond 17,4°C, Ruczynski 2006). Ze verhuizen vaak, en eenzelfde kolonie gebruikt per zomer tot 50 verblijfplaatsen binnen een gebied van 300 ha (Arthur & Lemaire 2009; Dietz *et al.* 2011).

9.8.12.2.3 Jachthabitat

De bosvleermuis jaagt in diverse soorten gebieden: in open bossen (met een voorkeur voor oude beukenbossen), op open plekken in het bos, langs bosranden, in oude parken, hoogstamboomgaarden, langs bomenrijen in kleinschalige agrarische cultuurlandschappen en boven moerassen en waterpartijen (Arthur & Lemaire 2009; Dietz *et al.* 2011; Kaňuch *et al.* 2008; Russ & Montgomery 2002; Shiel *et al.* 1999; Van de Sijpe 2003). In Vlaanderen zijn bosvleermuizen bijna uitsluitend waargenomen in de omgeving van grote loofbossen met veel vijvers (Van de Sijpe 2003). Aaneengesloten, lijnvormige landschapsstructuren zijn niet noodzakelijk voor de verplaatsing naar de foerageergebieden: de soort vliegt in rechtlijnige vlucht tegen 50 km/u naar haar jachtgebieden (Arthur & Lemaire 2009). De afstand die ze aflegt tussen kolonieplaats en jachtgebied, varieert afhankelijk van de bron van maximum 4,2 km tot maximum 17 km (Dietz *et al.* 2011; Arthur & Lemaire 2009; Shiel *et al.* 1999; Waters *et al.* 1999; Van de Sijpe 2003). Santos *et al.* (2013) vermelden dat windmolenparken af te raden zijn in de omgeving van verblijfplaatsen van bosvleermuizen, want door hun foerageergedrag tot op een hoogte van 120 m, zijn ze vaak een slachtoffer van windmolens (Russ & Montgomery 2002; Georgiakakis *et al.* 2012).

Over de grootte van het jachtgebied is weinig bekend, maar op het vasteland is het een soort die gebonden is aan grote boscomplexen. Het criterium voor grootte van het jachtgebied wordt daarom opgesteld in analogie met dit van mopsvleermuis, een andere bossoort.

9.8.12.2.4 Voortplanting

Mannetjes bezetten in het najaar vaste posities (boomholten, nestkasten) van waaruit ze een baltszang laten horen (Van de Sijpe 2003). Op die manier lokken ze tot 10 vrouwtjes om mee te paren (Schober & Grimmberger 1998; Dietz *et al.* 2011). De paarplaatsen liggen langs bosranden, kapvlaktes, brede boswegen of op andere plaatsen waar voldoende vliegruimte rond de holte is, en op de trekroutes van vrouwtjes (Van de Sijpe 2003).

9.8.12.3 Methodiek

Zomerverblijfplaats in bomen

- Gebiedsgrootte en densiteit aan verblijfplaatsen: de gebiedsgrootte moet bepaald worden d.m.v. luchtfoto's gecombineerd met een plaatsbezoek. De inventarisatie ervan gebeurt best in de periode dat de bomen niet in blad staan.

Jachtgebied

- Grootte & connectiviteit: de gebiedsgrootte en connectiviteit moeten bepaald worden d.m.v. luchtfoto's gecombineerd met een plaatsbezoek. Een plaatsbezoek is nodig om te evalueren of potentiële gebieden die geselecteerd werden op luchtfoto voldoen aan de beschrijving van geschikt jachtgebied en of verbindingen ook reëel op terrein nog aanwezig zijn.
- Menselijke verstoring: een zone van 200 meter rond windmolens mag niet in aanmerking genomen worden als jachtgebied.

9.8.12.4 Opmerkingen

Als bij de referentie in de tabel GENERIEK wordt vermeld is dit een criterium dat in principe voor alle vleermuissoorten hetzelfde wordt toegepast. Een verantwoording hiervoor staat in het inleidend deel.

De indicatoren zijn dezelfde bij alle soorten. Als een indicator niet is ingevuld wordt dit criterium niet gebruikt bij deze soort.

9.8.12.5 Beoordeling bosvleermuis

Criterium	Indicator	Gunstig	Ongunstig	Referenties
Kwaliteit leefgebied				
<i>Zomerpopulatie (april-oktober)</i>				
Zomerverblijfplaats in bomen	Gebiedsgrootte en densiteit aan verblijfplaatsen	Minstens 100 bomen met geschikte verblijven in een gebied van 300 ha	Minder bomen met geschikte verblijven beschikbaar	Boye & Dietz 2005
	Habitatstructuur	Weinig ondergroei	Veel ondergroei	Spada <i>et al.</i> 2008
Jachtgebied	Grootte	30% geschikt foerageergebied in een straal van 10 km rond de kolonie	Minder foerageergebied aanwezig	Zie tekst

9.8.12.6 Literatuur

Arthur L. & Lemaire M. (2009). Les Chauves-souris de France, Belgique, Luxembourg et Suisse. Mèze: Biotope.

Boye P. & Dietz M. (2005) Development of good practice guidelines for woodland management for bats. English Nature Research Reports, nr. 661

Dietz C., Von Helversen O. & Nill D. (2011). Vleermuizen. Alle soorten van Europa en Noordwest-Afrika (P.H.C. Lina, Trans.). Utrecht: de Fontein | Tirion Uitgevers B.V.

Georgiakakis P., Kret E., Carcamo B., Doutau B., Kafkaleto-Diez A., Vasilakis D. & Papadatou E. (2012). Bat fatalities at wind farms in north-eastern Greece. *Acta Chiropterologica*, 14(2), 459-468.

Gyselings R. & Van der Wijden B. (2014). Vleermuizen. In: Van Uytvanck J. & Goethals V. (red.) Handboek voor beheerders. Europese natuurdoelstellingen op het terrein Deel II. Soorten. Uitgeverij Lannoo, Tielt, pp. 297-320.

Kaňuch P., Danko Š., Celuch M., Krištín A., Pjenčák P., Matis Š & Šmíd J. (2008). Relating bat species presence to habitat features in natural forests of Slovakia (Central Europe). *Mammalian Biology - Zeitschrift für Säugetierkunde*, 73(2), 147-155.

Ruczynski, I. (2006). Influence of temperature on maternity roost selection by noctule bats (*Nyctalus noctula*) and Leisler's bats (*N. leisleri*) in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Canadian Journal of Zoology*, 84(6), 900-907.

Ruczynski I., & Bogdanowicz W. (2005). Roost cavity selection by *Nyctalus noctula* and *N. leisleri* (Vespertilionidae, Chiroptera) in Białowieża Primeval Forest, eastern Poland. *Journal of Mammalogy*, 86(5), 921-930.

Ruczynski I., & Bogdanowicz W. (2008). Summer roost selection by tree-dwelling bats *Nyctalus noctula* and *N. leisleri*: A multiscale analysis. *Journal of Mammalogy*, 89(4), 942-951. doi: 10.1644/07-mamm-a-134.1

Ruczynski I., Nicholls B., MacLeod C.D. & Racey P.A. (2010). Selection of roosting habitats by *Nyctalus noctula* and *Nyctalus leisleri* in Białowieża Forest—Adaptive response to forest management? *Forest Ecology and Management*, 259(8), 1633-1641.

Russ J.M. & Montgomery W.I. (2002). Habitat associations of bats in Northern Ireland: implications for conservation. *Biological Conservation*, 108(1), 49-58.

Santos H., Rodrigues L. Jones G. & Rebelo H. (2013). Using species distribution modelling to predict bat fatality risk at wind farms. *Biological Conservation*, 157(0), 178-186.

Shiel C.B., Shiel R.E. & Fairley J.S. (1999). Seasonal changes in the foraging behaviour of Leisler's bats (*Nyctalus leisleri*) in Ireland as revealed by radio-telemetry. *Journal of Zoology*, 249, 347-358.

Schober W. & Grimmberger E. (1998). Gids van de vleermuizen van Europa. Tirion, Baarn.

Spad M., Szentkuti S., Zambelli N., Mattei-Roesli M., Moretti M., Bontadin F., Arlettaz R., Tosi G. & Martinoli A. (2008). Roost selection by non-breeding Leisler's bats (*Nyctalus leisleri*) in montane woodlands: implications for habitat management. *Acta Chiropterologica*, 10(1), 81-88.

Spoelstra K. (1997). Bosvleermuis *Nyctalus leisleri* (Kuhl, 1817). In: Limpens H.J.G.A., Mostert K. & Bongers W. (red.) Atlas van de Nederlandse Vleermuizen. KNNV uitgeverij, Utrecht, pp. 183-187.

Van de Sijpe M. (2003). Bosvleermuis. In: Verkem S., De Maeseneer J., Vandendriesche B., Verbeylen G., Yskout S., 2003. Zoogdieren in Vlaanderen. Ecologie en verspreiding van 1987 tot 2002. Natuurpunt studie en JNM-zoogdierenwerkgroep, Mechelen/Gent.

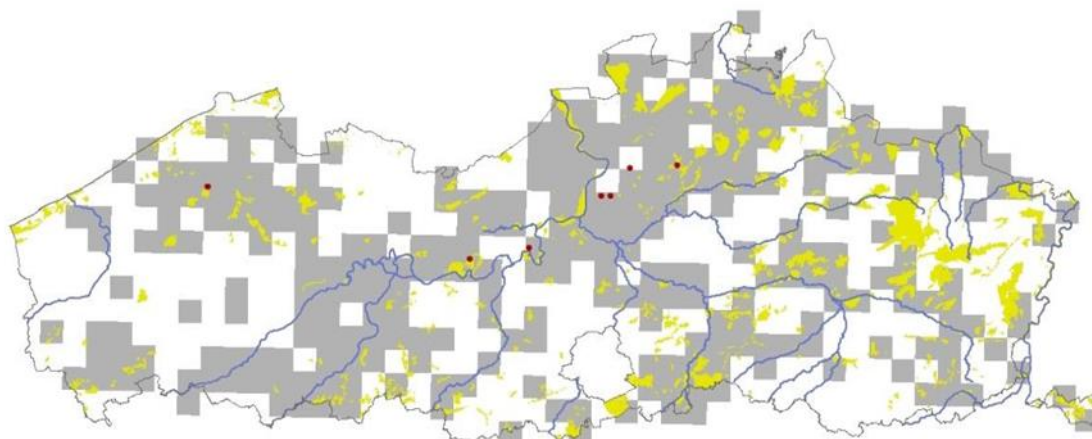
Voigt C.C., Popa-Lisseanu A.G., Niermann I. & Kramer-Schadt S. (2012). The catchment area of wind farms for European bats: A plea for international regulations. *Biological Conservation*, 153(0), 80-86. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2012.04.027>

Waters D., Jones G. & Furlong M. (1999). Foraging ecology of Leisler's bat (*Nyctalus leisleri*) at two sites in southern Britain. *Journal of Zoology*, 249, 173-180.

9.8.13 Rosse vleermuis (*Nyctalus noctula*)

9.8.13.1 Verspreiding

Tijdens de zomer worden verspreid over heel Vlaanderen kolonies aangetroffen, behalve in de bosarme regio's. Deze soort brengt de winter door in holle bomen, waardoor waarnemingen van overwinterende exemplaren nagenoeg ontbreken. In Noord- en Oost-Europa is de rosse vleermuis een uitgesproken trekkende soort die afstanden van vele honderden kilometers kan afleggen tussen de zomer- en winterkwartieren. In West-Europa lijkt de migratie minder sterk uitgesproken en het is niet bekend of ook de Belgische populaties trekken (Van der Wijden & Verkem 2003).



Figuur 43: Vindplaatsen van rosse vleermuis (grijs: zomerwaarnemingen, 5x5km-UTM-hokken, 1995-2014; rood: wintertellingen, puntwaarnemingen, 1995-2012) (bron: waarnemingen.be, Natuurpunt; databank Vleermuizenwerkgroep Natuurpunt; Zoogdierenwerkgroep JNM; Daan Dekeukeleire, Ralf Gyselings, INBO).

9.8.13.2 Leefgebied

9.8.13.2.1 Winterhabitat

Voor de overwintering worden meestal dikwandige holle bomen gebruikt waarin ze dicht opeengepakt overwinteren (Dietz *et al.* 2011; Van der Wijden & Verkem 2003). In de literatuur vinden we voor sommige regio's ook melding van overwintering in diepe rotsspleten en spleten in muren van gebouwen (Schober & Grimmberger 1998), maar Arthur & Lemaire (2009) vermelden dat dit niet gebeurt in het westen van Europa. Ze hebben een voorkeur voor temperaturen tussen 2,5 en 5°C (Arlettaz *et al.* 2000), maar kunnen in groepsverband temperaturen tot -3°C enige tijd verdragen (Schober & Grimmberger 1998).

De rosse vleermuis is een migrerende soort die tot 1500 km trekt op een hoogte van ongeveer 100 m, soms ook overdag (Arthur & Lemaire 2009; Dietz *et al.* 2011). Hierdoor is ze vaak slachtoffer van windturbines (Arthur & Lemaire 2009; Dietz *et al.* 2011; Voigt *et al.* 2012). In West-Europa lijkt de migratie minder sterk uitgesproken, en in Nederland is de soort deels sedentair (Van der Wijden & Verkem 2003; Boonman *et al.* 1997).

Doordat de soort in overwintering moeilijk detecteerbaar is, worden hiervoor geen criteria opgenomen.

9.8.13.2.2 Zomerhabitat

De soort verblijft in de zomer hoofdzakelijk in boomholten, ze gebruikt enkel constructies als die even goed of beter zijn dan boomholten (Bihari 2004). Ze prefereren oude, onbeheerde bossen (Ruczynski *et al.* 2010). Ze hebben een voorkeur voor dikke en grote bomen, zowel levende als stervende bomen. Ze zijn onder andere waargenomen in eiken, beuken, essen, lindes, platanen en wilgen (Ruczynski & Bogdanowicz 2005 & 2008; Dietz *et al.* 2011; Kanuch 2005; Lucan *et al.* 2009; Boonman 2000; Arthur & Lemaire 2009). Ze verkiezen spechtenholen maar gebruiken ook natuurlijk ontwikkelde holten of nestkasten (Arthur & Lemaire 2009; Gyselings & Van der Wijden 2014; Van der Wijden & Verkem 2003). Ze hebben een voorkeur voor hoog gelegen invliegopeningen (4-20 m of hoger) en verblijven slechts uitzonderlijk in lager gelegen holten (Arthur & Lemaire 2009; Boonman 2000; Dietz *et al.* 2011;

Ruczynski & Bogdanowicz 2005). Als bescherming tegen marters kiezen ze holten met een voldoende kleine ingang (Ruczynski & Bogdanowicz 2005; Kanuch 2005; Schober & Grimmberger 1998).

Ze verhuizen gemiddeld om de 2,5 dagen binnen een gebied tot 200 ha, en een samenhangende groep splitst zich vaak op over meerdere bomen (Van der Wijden & Verkem 2003; Dietz *et al.* 2011; Boonman *et al.* 1997). Meer dan de helft van de holten wordt maximum 4 jaar herbruikt, maar sommige holten worden tot 16 jaar herbruikt (eventueel afwisselend of tegelijk door rosse vleermuizen en watervleermuizen).

9.8.13.2.3 Jachthabitat

De rosse vleermuis jaagt vooral boven moerassen en andere waterrijke gebieden (Bartonicka & Zukal 2003; Boonman *et al.* 1997; Rachwald 1992, Van der Wijden & Verkem 2003; Ciechanowski 2002). Verder worden ook open bossen, bosranden, parken en weilanden benut (Boonman *et al.* 1997; Kanuch *et al.* 2008; Mackie & Racey 2007; Rachwald 1992; Schober & Grimmberger 1998; Van der Wijden & Verkem 2003). Sommige bronnen vermelden bossen (Dietz *et al.* 2011; Mackie & Racey 2007; Müller *et al.* 2013; Schober & Grimmberger 1998), terwijl andere bronnen vermelden dat ze (dichte) bossen mijden (Boonman *et al.* 1997; Kanuch *et al.* 2008). Ze worden ook jagend rond straatlantaarns aangetroffen (Boonman *et al.* 1997; Dietz *et al.* 2011; Van der Wijden & Verkem 2003). Rosse vleermuizen zijn uitstekende vliegers en jagen bij gunstig weer ook op grote hoogte (tot meer dan 400 m) op grote zwermen dansmuggen en andere insecten (Van der Wijden & Verkem 2003). Ze jagen ook rond windmolens (Rydell *et al.* 2010) en zijn er dan ook vaak slachtoffer van (Georgiakakis *et al.* 2012).

Jachtterritoria liggen afhankelijk van de lokale situatie tussen 2,4 en maximaal 26 km van de verblijfplaats (Van der Wijden & Verkem 2003; Arthur & Lemaire 2009; Boonman *et al.* 1997; Dietz *et al.* 2011; Mackie & Racey 2007; Schober & Grimmberger 1998). Lijnvormige landschapsstructuren zijn niet noodzakelijk voor de verplaatsing naar de foerageergebieden (Boonman *et al.* 1997; Boughy *et al.* 2011; Gyselings & Van der Wijden 2014).

In de literatuur wordt er een grote variatie in jachtgebied gerapporteerd. Daarom zijn er geen soortspecifieke criteria aangegeven en zijn enkel de generieke geschiktheidscriteria van toepassing.

9.8.13.2.4 Voortplanting

Rosse vleermuizen paren op baltsplaatsen langs trekroutes (in de buurt van rivieren), in de omgeving van grote kraamkolonies, in de buurt van belangrijke foerageergebieden en in (de omgeving van) winterverblijven (Van der Wijden & Verkem 2003). Mannetjes verdedigen een boomholte tegen andere mannetjes, en door te zingen lokken ze 4-5 (-20) vrouwtjes die 1-2 dagen in het paarverblijf doorbrengen (Dietz *et al.* 2011).

9.8.13.3 Methodiek

Zomerverblijfplaats in bomen

- Gebiedsgrootte en densiteit aan verblijfplaatsen. De gebiedsgrootte moet bepaald worden d.m.v. luchtfoto's gecombineerd met een plaatsbezoek. De inventarisatie ervan gebeurt best in de periode dat de bomen niet in blad staan.

Zomerverblijfplaats in gebouwen

- Structuur: na te gaan door een plaatsbezoek buiten de kolonieperiode.
- Invliegopening: na te gaan door een plaatsbezoek tijdens het uitvliegen.
- Vervuiling: het gebruik van toxische producten voor houtbehandeling moet nagegaan worden door bevraging bij eigenaars/beheerders.
- Verstoring door predatoren: dit moet bepaald worden d.m.v. een plaatsbezoek in de zomerperiode.
- Lichtverstoring buiten: dit moet bepaald worden d.m.v. een nachtelijk plaatsbezoek in de zomerperiode.

Jachtgebied

- Grootte: de gebiedsgrootte en connectiviteit moeten bepaald worden d.m.v. luchtfoto's gecombineerd met een plaatsbezoek. Een plaatsbezoek is nodig om te evalueren of potentiële gebieden die geselecteerd werden op luchtfoto voldoen aan de beschrijving van geschikt jachtgebied.

- Lichtverstoring: aanwezigheid van lichtverstoring moet bepaald worden d.m.v. een nachtelijk plaatsbezoek. Vermits lichtverstoring aanleiding geeft tot een negatieve beoordeling, mogen bij de bepaling van de grootte van het jachtgebied enkel zones en routes meegeteld worden die vrij zijn van lichtverstoring.
- Menselijke verstoring: een zone van 200 meter rond windmolens mag niet in aanmerking genomen worden als jachtgebied.

9.8.13.4 Opmerkingen

Als bij de referentie in de tabel GENERIEK wordt vermeld is dit een criterium dat in principe voor alle vleermuissoorten hetzelfde wordt toegepast. Een verantwoording hiervoor staat in het inleidend deel.

De indicatoren zijn dezelfde bij alle soorten. Als een indicator niet is ingevuld wordt dit criterium niet gebruikt bij deze soort.

9.8.13.5 Beoordeling rosse vleermuis

Criterium	Indicator	Gunstig	Ongunstig	Referenties
Kwaliteit leefgebied				
<i>Zomerpopulatie (april-oktober)</i>				
Zomerverblijfplaats in bomen	Gebiedsgrootte en densiteit aan verblijfplaatsen	Minstens 100 bomen met geschikte verblijven in een gebied van maximum 200 ha	Minder bomen met geschikte verblijven beschikbaar	Boye & Dietz, 2005; Dietz <i>et al.</i> 2011
Jachtgebied	Grootte	Minstens 10 km ² waterrijke gebieden en bos of park aanwezig in een straal van 10 km rond de kolonie	Minder waterrijke gebieden en bos of park aanwezig in een straal van 10 km rond de kolonie.	Arthur & Lemaire 2009; Bartonicka & Zukal 2003; Boonman <i>et al.</i> 1997; Rachwald 1992; Van der Wijden & Verkem 2003; Ciechanowski 2002; Dietz <i>et al.</i> 2011; Mackie & Racey 2007; Müller <i>et al.</i> 2013; Schober & Grimmberger 1998

9.8.13.6 Literatuur

Arlettaz R., Ruchet C., Aeschimann J., Brun E., Genoud M. & Vogel P. (2000). Physiological traits affecting the distribution and wintering strategy of the bat *Tadarida teniotis*. *Ecology*, 81(4), 1004-1014.

Arthur L. & Lemaire M. (2009). *Les Chauves-souris de France, Belgique, Luxembourg et Suisse*. Mèze: Biotope.

Bartonick T. & Zuka J. (2003). Flight activity and habitat use of four bat species in a small town revealed by bat detectors. *Folia Zoologica*, 52(2), 155-166.

Bihari Z. (2004). The roost preference of *Nyctalus noctula* (Chiroptera, Vespertilionidae) in summer and the ecological background of their urbanization. *Mammalia*, 68(4), 329-336.

Boonman M. (2000). Roost selection by noctules (*Nyctalus noctula*) and Daubenton's bats (*Myotis daubentonii*). *Journal of Zoology*, 251, 385-389.

Boonman A.M., Bongers W. & Twisk P. (1997). Rosse vleermuis *Nyctalus noctula* (Schreber, 1774). In: Limpens H.J.G.A., Mostert K. & Bongers W. (ed.) *Atlas van de Nederlandse Vleermuizen*. KNNV uitgeverij, Utrecht.

Boughey K.L., Lake I.R., Haysom K.A. & Dolman P.M. (2011). Improving the biodiversity benefits of hedgerows: How physical characteristics and the proximity of foraging habitat affect the use of linear features by bats. *Biological Conservation*, 144(6), 1790-1798.

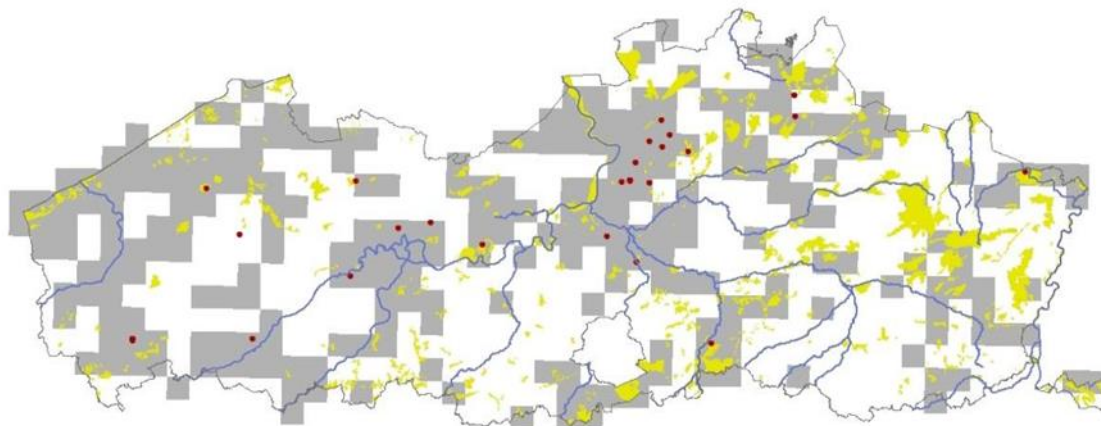
Boye P. & Dietz M. (2005) Development of good practice guidelines for woodland management for bats. *English Nature Research Reports*, nr. 661

- Ciechanowski M. (2002). Community structure and activity of bats (Chiroptera) over different water bodies. *Mammal Review*, 67, 276-285.
- Dietz C., Von Helversen O. & Nill D. (2011). Vleermuizen. Alle soorten van Europa en Noordwest-Afrika (P. H. C. Lina, Trans.). Utrecht: de Fontein|Tirion Uitgevers B.V.
- Georgiakakis P., Kret E., Carcamo B., Doutau B., Kafkaletou-Diez A., Vasilakis D. & Papadatou E. (2012). Bat fatalities at wind farms in north-eastern Greece. *Acta Chiropterologica*, 14(2), 459-468.
- Gyselings R. & Van der Wijden B. (2014). Vleermuizen. In: Van Uytvanck J. & Goethals V. (red.) *Handboek voor beheerders. Europese natuurdoelstellingen op het terrein Deel II. Soorten*. Uitgeverij Lannoo, Tiel, pp. 297-320.
- Kanuch P. (2005). Roosting and population ecology of three syntopic tree-dwelling bat species (*Myotis nattereri*, *M. daubentonii* and *Nyctalus noctula*). *Biologia*, 60(5), 579-587.
- Kaňuch P., Danko Š., Celuch M., Krištín A., Pjenčák P., Matis Š. & Šmídt J. (2008). Relating bat species presence to habitat features in natural forests of Slovakia (Central Europe). *Mammalian Biology - Zeitschrift für Säugetierkunde*, 73(2), 147-155.
- Lucan R.K., Hanak V. & Horacek I. (2009). Long-term re-use of tree roosts by European forest bats. *Forest Ecology and Management*, 258(7), 1301-1306.
- Mackie L.J. & Racey P.A. (2007). Habitat use varies with reproductive state in noctule bats (*Nyctalus noctula*): Implications for conservation. *Biological Conservation*, 140(1-2), 70-77.
- Müller J., Brandl R., Buchner J., Pretzsch H., Seifert S., Strätz C., Veith M. & Fenton B. (2013). From ground to above canopy—Bat activity in mature forests is driven by vegetation density and height. *Forest Ecology and Management*, 306(0), 179-184.
- Nagel A. & Nagel R. (1991). How do bats choose optimal temperatures for hibernation? *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology*, 99(3), 323-326.
- Rachwald A. (1992). Habitat preference and activity of the noctule bat *Nyctalus noctula* in the Białowieża Primeval Forest. *Acta Theriologica*, 37(4), 413-422.
- Ruczyński I. (2006). Influence of temperature on maternity roost selection by noctule bats (*Nyctalus noctula*) and Leisler's bats (*N. leisleri*) in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Canadian Journal of Zoology*, 84(6), 900-907.
- Ruczynski I. & Bogdanowicz W. (2005). Roost cavity selection by *Nyctalus noctula* and *N. leisleri* (Vespertilionidae, Chiroptera) in Białowieża Primeval Forest, eastern Poland. *Journal of Mammalogy*, 86(5), 921-930.
- Ruczynski I. & Bogdanowicz W. (2008). Summer roost selection by tree-dwelling bats *Nyctalus noctula* and *N. leisleri*: A multiscale analysis. *Journal of Mammalogy*, 89(4), 942-951.
- Ruczyński I., Nicholls B., MacLeod C.D. & Racey P.A. (2010). Selection of roosting habitats by *Nyctalus noctula* and *Nyctalus leisleri* in Białowieża Forest—Adaptive response to forest management? *Forest Ecology and Management*, 259(8), 1633-1641.
- Rydell J., Bach L., Dubourg-Savage M.-J., Green M., Rodrigues L. & Hedenstrom A. (2010). Bat mortality at wind turbines in northwestern Europe. *Acta Chiropterologica*, 12(2), 261-274.
- Schober W. & Grimberger E. (1998). *Gids van de vleermuizen van Europa*. Tirion, Baarn.
- Van der Wijden B. & Verkem S. (2003). Rosse Vleermuis. In: Verkem S., De Maeseneer J., Vandendriesche B., Verbeylen G., Yskout S., 2003. *Zoogdieren in Vlaanderen. Ecologie en verspreiding van 1987 tot 2002*. Natuurpunt studie en JNM-zoogdierenwerkgroep, Mechelen/Gent.
- Voigt C.C., Popa-Lisseanu A.G., Niermann I. & Kramer-Schadt S. (2012). The catchment area of wind farms for European bats: A plea for international regulations. *Biological Conservation*, 153(0), 80-86.

9.8.14 Ruige dwergvleermuis (*Pipistrellus nathusii*)

9.8.14.1 Verspreiding

Het centrum van het verspreidingsgebied is gelegen in Oost-Europa en Rusland. Ruige dwergvleermuizen vertonen jaarlijkse trekbewegingen tussen de zomer- en winterkwartieren en kunnen daarbij grote afstanden afleggen (tot 1900 km) (Schober & Grimmberger 1998). In Vlaanderen komen in het voor- en najaar meer ruige dwergvleermuizen voor dan in de zomer, wat op doortrek wijst. Ze komen dan ook voor op plaatsen waar ze in de zomer niet aanwezig zijn. Er zijn aanwijzingen dat de soort bij ons in kleine aantallen overwintert (Van de Sijpe 2003). In de zomer zijn er vermoedelijk voornamelijk mannetjes aanwezig (Dietz *et al.* 2011).



Figuur 44: Vindplaatsen van ruige dwergvleermuis (grijs: zomerwaarnemingen, 5x5km-UTM-hokken, 1995-2014; rood: wintertellingen, puntwaarnemingen, 1995-2014) (bron: waarnemingen.be, Natuurpunt; databank Vleermuizenwerkgroep Natuurpunt; Zoogdierenwerkgroep JNM).

9.8.14.2 Leefgebied

9.8.14.2.1 Winterhabitat

's Winters wordt ruige dwergvleermuis solitair of in kleine groepjes aangetroffen in allerlei nauwe plaatsen zoals spleten in gebouwen, tussen houtstapels, in boomholten, nestkasten of andere koele objecten die in contact staan met de buitenlucht. Bij zeer koud weer worden warmere plekken in gebouwen opgezocht (Gyselings & Van der Wijden 2014; Van de Sijpe 2003).

Tijdens de trekperiode vallen er vaak slachtoffers bij windturbineparken en wegen (Dietz *et al.* 2011; Voigt *et al.* 2012).

9.8.14.2.2 Zomerhabitat

De soort verblijft in de zomer vooral in boomholten, achter losse schors en in vogel- en vleermuiskasten. Ze heeft een voorkeur voor dode of stervende bomen aan de rand van een perceel, kiest vaak hoog gelegen boomholten (5-10 m) en heeft een voorkeur voor kleine holten (Arthur & Lemaire 2009; Van de Sijpe 2003). In mindere mate wordt de soort ook in gebouwen aangetroffen, waar ze een voorkeur heeft voor smalle spleten (Schober & Grimmberger 1998; Van de Sijpe 2003).

Ruige dwergvleermuis is een treksoort waarvan de kraamkolonies zich vooral in Noord- en Oost-Europa bevinden. In Vlaanderen wordt op sommige plaatsen een zeer hoge activiteit waargenomen tijdens de trekperiode. Hoewel op dat moment geen zomerverblijf kan worden aangewezen is het voor de soort wel belangrijk in die regio's goed en voldoende foerageerhabitat te hebben.

9.8.14.2.3 Jachthabitat

De soort bewoont water- en bosrijke landschappen. Het natuurlijk leefgebied bestaat uit bossen, moerasbossen en andere natte bossen, grote rivieren, meren, plassen en moerassen. In Vlaanderen jaagt ze voornamelijk langs waterwegen met bomen erlangs, bosvijvers, bosranden, bospaden, oude beukenpercelen, vennen, natte weiden

met sloten en in de stad in groenzones en bij water (Van de Sijpe 2003). Volgens Zahn *et al.* (2008) jaagt ze intensiever boven water dan de andere dwergvleermuizen.

Ruige dwergvleermuizen gebruiken een groot leefgebied (tot 20 km²), waar intensief gejaagd wordt in 4 tot 11 jachtgebieden van enkele ha (Arthur & Lemaire 2009; Dietz *et al.* 2011). Ze jagen tot een 6-tal km van de kolonie en ze gebruiken meestal aaneengesloten, lijnvormige landschapselementen zoals bomenrijen als vliegroute, al kunnen ze ook open landschappen oversteken (Van de Sijpe 2003). Lina en Reinhold (1997) vermelden dat vliegroutes amper bekend waren, omdat ze doorgaans dicht bij hun jachtbiotopen verblijven. Laagvliegende soorten als dwergvleermuizen zijn vaak verkeersslachtoffer (Gaisler *et al.* 2009). Tijdens de trek vliegt de ruige dwergvleermuis hoger, en is ze daardoor vaak slachtoffer van windmolens (Georgiakakis *et al.* 2012).

9.8.14.2.4 Voortplanting

In het najaar voeren mannetjes een baltsroep uit vanuit een opvallende plaats, waarna zich paargroepen van 3 tot 13 dieren vormen. Deze plaatsen liggen in de buurt van kraamkolonies, langs de trekroute of in de buurt van de winterverblijfplaatsen (Arthur & Lemaire 2009; Dietz *et al.* 2011; Van de Sijpe 2003).

9.8.14.3 Methodiek

Zwermgedrag aan een winterverblijfplaats: de indicatoren voor zwermgedrag aan een winterverblijfplaats zijn van toepassing als zwermgedrag wordt vastgesteld. Zwermgedrag moet worden vastgesteld in de periode van augustus tot half oktober. De zwermhabitat wordt beoordeeld op drie criteria die door een plaatsbezoek kunnen worden vastgesteld. Ten eerste moet kunstmatige verlichting op de zwermlocatie afwezig zijn. Ten tweede moet menselijke verstoring afwezig zijn. Bij de beoordeling hiervan moet nagegaan worden of daadwerkelijk maatregelen genomen zijn om menselijke verstoring te vermijden en of sporen van menselijke verstoring afwezig zijn. Dergelijke sporen kunnen er immers op wijzen dat de maatregelen niet effectief zijn. Ten derde moet worden nagegaan of eventuele maatregelen de vrije in- en uitvlucht van vleermuizen niet belemmeren (bv. afsluitingen die voor zwermende vleermuizen te gesloten zouden zijn). De beoordeling heeft betrekking op de periode augustus tot half oktober.

Objecten als winterverblijf

- Microverblijven en hangplaatsen: voor de beoordeling van dit criterium moet via een plaatsbezoek nagegaan worden of er scheuren, kleine holten en gaten aanwezig zijn waarin de dieren kunnen wegkruipen. Deze kunnen van nature aanwezig zijn of kunstmatig zijn aangebracht, bijvoorbeeld door het ophangen van stenen met holten of andere constructies. Daarnaast moeten ook ruwheden aanwezig zijn waaraan de dieren zich kunnen vasthouden om vrij tegen de muur te hangen.
- Lichtverstoring: er mag geen kunstmatige verlichting zijn op de overwinteringsplaats, na te gaan door een plaatsbezoek.
- Menselijke verstoring: moet afwezig zijn. Dit kan bijvoorbeeld door het afsluiten van het object of de onmiddellijke omgeving. Via een plaatsbezoek moet nagegaan worden of verstoring afwezig is en of eventueel daarvoor nodige maatregelen genomen zijn.

Zomerverblijfplaats in gebouwen

- Structuur: na te gaan door een plaatsbezoek buiten de koloniekeperiode.
- Invliegopening: na te gaan door een plaatsbezoek tijdens het uitvliegen.
- Vervuiling: het gebruik van toxische producten voor houtbehandeling moet nagegaan worden door bevraging bij eigenaars/beheerders.
- Verstoring door predatoren: dit kan bepaald worden d.m.v. een plaatsbezoek in de zomerperiode.
- Lichtverstoring buiten: dit kan bepaald worden d.m.v. een nachtelijk plaatsbezoek in de zomerperiode.

Jachtgebied

- Grootte & connectiviteit: de gebiedsgrootte en connectiviteit kunnen bepaald worden d.m.v. luchtfoto's gecombineerd met een plaatsbezoek. Een plaatsbezoek is nodig om te evalueren of potentiële gebieden die geselecteerd werden op luchtfoto voldoen aan de beschrijving van geschikt jachtgebied en of verbindingen ook reëel op terrein nog aanwezig zijn.

- Lichtverstoring: aanwezigheid van lichtverstoring kan bepaald worden d.m.v. een nachtelijk plaatsbezoek. Vermits lichtverstoring aanleiding geeft tot een negatieve beoordeling, mogen bij de bepaling van de grootte van het jachtgebied en van de connectiviteit enkel zones en routes meegeteld worden die vrij zijn van lichtverstoring.
- Menselijke verstoring: de doorsnijding van vliegroutes of foerageergebied door drukke wegen geldt als verstorend element. Indien de weg voorzien is van geleidende elementen om een veilige oversteek of bij voorkeur onderdoorgang mogelijk te maken en vleermuizen er naartoe te geleiden moet de weg niet als een doorsnijding worden beschouwd. Een weg is als druk te beschouwen vanaf 100 voertuigen per nacht (Medinas *et al.* 2013).

9.8.14.4 Opmerkingen

Als bij de referentie in de tabel GENERIEK wordt vermeld is dit een criterium dat in principe voor alle vleermuissoorten hetzelfde wordt toegepast. Een verantwoording hiervoor staat in het inleidend deel.

De indicatoren zijn dezelfde bij alle soorten. Als een indicator niet is ingevuld wordt dit criterium niet gebruikt bij deze soort.

9.8.14.5 Beoordeling ruige dwergvleermuis

Criterium	Indicator	Gunstig	Ongunstig	Referenties
Kwaliteit leefgebied				
<i>Winterpopulatie (augustus - april)</i>				
Zwermgedrag aan winterverblijf	Lichtverstoring	Verlichting afwezig	Verlichting aanwezig	GENERIEK
	Menselijke verstoring	Verstoring met zekerheid afwezig	Verstoring niet met zekerheid afwezig	GENERIEK
Objecten als winterverblijfplaats	Microverblijven en hangplaatsen	Aanwezig	Afwezig	Dietz <i>et al.</i> 2011
	Lichtverstoring	Afwezig	Aanwezig	GENERIEK
Objecten als winterverblijfplaats	Menselijke verstoring	Verstoring met zekerheid afwezig	Verstoring niet met zekerheid afwezig	GENERIEK
	Foerageergebied	Jachtgebied en open water als drinkplaats aanwezig op minder dan 1 km van de overwinteringsplaats	Geen jachtgebied of open water als drinkplaats aanwezig op minder dan 1 km van de overwinteringsplaats	Gyselings <i>et al.</i> in prep.
	Connectiviteit	Verblijf en omliggende jachtgebieden verbonden met bomenrijen of hagen	Verblijf en omliggende jachtgebieden niet verbonden met bomenrijen of hagen	Van de Sijpe 2003
<i>Zomerpopulatie (april-oktober)</i>				
Zomerverblijfplaats in gebouwen of andere antropogene structuren	Vervuiling	Houtwerk niet behandeld met toxische producten	Houtwerk behandeld met toxische producten	GENERIEK
	Verstoring door katten als predator	Verblijf niet toegankelijk voor katten	Verblijf toegankelijk voor katten	GENERIEK
	Lichtverstoring binnen	Verblijfplaats niet kunstmatig verlicht	Verblijfplaats kunstmatig verlicht	GENERIEK
	Lichtverstoring buiten	Uitvliegplaats en verbinding met het omliggend landschap wel verlicht en geen gepaste mitigerende maatregelen aanwezig	Uitvliegplaats en verbinding met het omliggend landschap niet verlicht of gepaste mitigerende maatregelen aanwezig.	GENERIEK

criterium	Indicator	Gunstig	Ongunstig	Referenties
<i>Zomerpopulatie (april-oktober) (vervolg)</i>				
Zomerverblijfplaats in gebouwen of andere antropogene structuren	Menselijke verstoring	Geen menselijke aanwezigheid	Soms of regelmatig menselijke aanwezigheid	GENERIEK
	Connectiviteit naar de omgeving	Verblijf en jachtgebieden verbonden met landschapselementen zoals bomenrijen of hagen	Verblijf en jachtgebieden niet verbonden met landschapselementen zoals bomenrijen of hagen	Van de Sijpe 2003
Jachtgebied	Grootte	Een samenhangend netwerk van waterlopen en plassen aanwezig binnen een straal van 6 km rond de kolonie. Een substantieel deel van de oevers heeft opgaande oevervegetatie, inclusief bomen en struiken. Bos en bosranden zijn binnen dezelfde straal ook aanwezig. Plaatsen met een substantiële foerageeractiviteit tijdens de trekperiode (april of september) moeten op dezelfde manier als een kolonie worden beschouwd.	Geen samenhangend netwerk van waterlopen en plassen met open vegetatievrij water aanwezig binnen een straal van 6 km rond de kolonie, of geen oevervegetatie aanwezig met bomen en struiken of geen bos en bosranden aanwezig	Dietz <i>et al.</i> 2011; Van de Sijpe 2003
	Connectiviteit	Verblijf en jachtgebieden verbonden met landschapselementen zoals bomenrijen of hagen	Verblijf en jachtgebieden niet verbonden met landschapselementen zoals bomenrijen of hagen	Van de Sijpe 2003
	Menselijke verstoring	Vliegroutes of jachtgebieden niet doorsneden door drukke wegen	Vliegroutes of jachtgebieden doorsneden door drukke wegen	Gaisler <i>et al.</i> 2009

9.8.14.6 Literatuur

Arthur L. & Lemaire M. (2009). Les Chauves-souris de France, Belgique, Luxembourg et Suisse. Mèze: Biotope.

Dietz C., Von Helversen O. & Nil D. (2011). Vleermuizen. Alle soorten van Europa en Noordwest-Afrika (P. H. C. Lina, Trans.). Utrecht: de Fontein | Tirion Uitgevers B.V.

Flaquer C., Puig-Montserrat X., Goiti U., Vidal F., Curco A. & Russo D. (2009). Habitat selection in Nathusius' pipistrelle (*Pipistrellus nathusii*): the importance of wetlands. *Acta Chiropterologica*, 11(1), 149-155.

Gaisler J., Rehak Z. & Bartonicka T. (2009). Bat casualties by road traffic (Brno-Vienna). *Acta Theriologica*, 54(2), 147-155.

Georgiakakis P., Kret E., Carcamo B., Doutau B., Kafkaletou-Diez A., Vasilakis D. & Papadatou E. (2012). Bat fatalities at wind farms in north-eastern Greece. *Acta Chiropterologica*, 14(2), 459-468.

Gyselings R. & Van der Wijden B. (2014). Vleermuizen. In: Van Uytvanck J. & Goethals V. (red.) Handboek voor beheerders. Europese natuurdoelstellingen op het terrein Deel II. Soorten. Uitgeverij Lannoo, Tielt, pp. 297-320.

Lina P.H.C. & Reinhold J.O. (1997). Ruige dwergvleermuis *Pipistrellus nathusii* (Keyserling & Blasius, 1839). In: Limpens H.J.G.A., Mostert K. & Bongers W. (ed.) Atlas van de Nederlandse Vleermuizen. KNNV uitgeverij, Utrecht, pp. 164-171.

Medinas D., Marques J.T. & Mira A. (2013). Assessing road effects on bats: the role of landscape, road features, and bat activity on road-kills. *Ecological Research*, 28(2), 227-237.

Schober W. & Grimmberger E. (1998). Gids van de vleermuizen van Europa. Tirion, Baarn.

Van de Sijpe M. (2003). Ruige dwergvleermuis. In: Verkem S., De Maeseneer J., Vandendriesche B., Verbeylen G., Yskout S., 2003. Zoogdieren in Vlaanderen. Ecologie en verspreiding van 1987 tot 2002. Natuurpunt studie en JNM-zoogdierenwerkgroep, Mechelen/Gent.

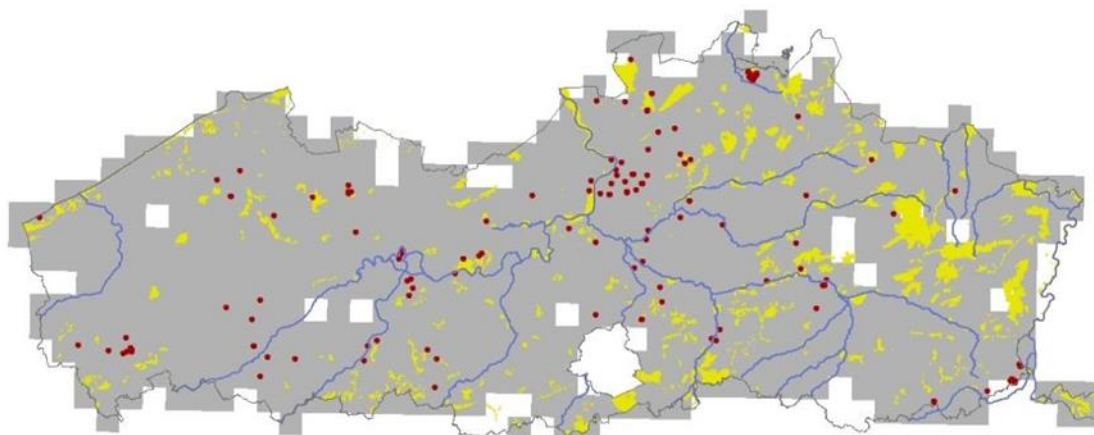
Voigt C.C., Popa-Lisseanu A.G., Niermann I. & Kramer-Schadt S. (2012). The catchment area of wind farms for European bats: A plea for international regulations. *Biological Conservation*, 153(0), 80-86.

Zahn A., Gelhaus M. & Zahner V. (2008). Foraging activity of bats in different forest types, wetlands and in open habitats - a study carried out at the "Herreninsel" (island in the Chiemsee, Bavaria). *Allgemeine Forst und Jagdzeitung*, 179, 173-179.

9.8.15 Gewone dwergvleermuis (*Pipistrellus pipistrellus*)

9.8.15.1 Verspreiding

De soort komt vrijwel overal in Europa voor, met uitzondering van het noorden van Scandinavië en het Iberisch schiereiland. Tijdens de zomer is het de meest algemeen voorkomende vleermuizensoort in Vlaanderen. Het merendeel van de kolonies wordt aangetroffen in woningen. Tijdens de wintermaanden wordt deze soort slechts zelden en eerder toevallig opgemerkt, meestal in kleine aantallen. De trekbewegingen tussen zomer- en winterverblijfplaats blijven in West-Europa meestal beperkt tot zo'n 20 km.



Figuur 45: Verspreiding van gewone dwergvleermuis (grijs: zomerwaarnemingen, 5x5km-UTM-hokken, 1995-2014; rood: wintertellingen, puntwaarnemingen, 1995-2014) (bron: waarnemingen.be, Natuurpunt; databank Vleermuizenwerkgroep Natuurpunt; Zoogdierenwerkgroep JNM).

9.8.15.2 Leefgebied

9.8.15.2.1 Winterhabitat

De gewone dwergvleermuis overwintert in gebouwen op ontoegankelijke plaatsen voor onderzoekers, soms ook in grotten of andere ondergrondse winterverblijven (Lefevre 2003). Ze is betrekkelijk ongevoelig voor lage temperaturen van 1 tot 6°C en kan kortstondig temperaturen van -4 tot -5°C verdragen (Schober & Grimmberger 1998; Webb *et al.* 1996). Bij lage temperatuur kruipt ze wel weg in spleten (Nagel & Nagel 1991). Anderzijds kan ze zelfs bij een temperatuur van 17°C in winterslaap gaan (Arthur & Lemaire 2009). Voor de luchtvochtigheid wordt in literatuur van 53-69% of hoger tot verzadiging of rond 85% vermeld (Arthur & Lemaire 2009; Schober & Grimmberger 1998). Wat betreft de winterverblijfplaats wordt binnendringend daglicht getolereerd (Schober & Grimmberger 1998).

De gewone dwergvleermuis is een standsoort die zelden weggaat uit haar leefgebied en minder dan 20 km aflegt tussen het zomer- en winterverblijf (Arthur & Lemaire; Dietz *et al.* 2011).

9.8.15.2.2 Zomerhabitat

De gewone dwergvleermuis is een cultuurvolger die verblijft in van buitenaf toegankelijke, beschutte plaatsen in gebouwen, zoals in spouwmuren, onder dakbedekking en achter vensterluiken of gevelbekleding. De kolonies houden er een netwerk van verblijfplaatsen op na en verplaatsen zich in de loop van de zomer regelmatig (Gyselings & Van der Wijden 2014; Lefevre 2003; Dietz *et al.* 2011; Schober & Grimmberger 1998).

9.8.15.2.3 Jachthabitat

De soort jaagt in zeer diverse milieus, zolang het landschap maar niet te open of te gesloten is: open (loof)bossen, bosranden, bomenrijen en hoge hagen, allerlei typen waterlichamen, onbemeste graslanden en veeweiden. Ook in residentiële woonwijken en in grote steden kan de soort jagend aangetroffen worden in tuinen, rond huizen, langs wegen, onder straatlampen met wit licht en in parken of langs vijvers en sloten (Barlow 1997; Bartonicka & Zukal 2003; Boughey *et al.* 2011b; Davidson-Watts *et al.* 2006; Glendell & Vaughan 2002; Kanuch *et al.* 2008; Kapteyn

1997; Kusch & Schmithz 2003; Lefevre 2003; Nicholls & Racey 2006; Russo & Jones 2003; Sattler *et al.* 2007; Warren *et al.* 2000; Zahn *et al.* 2008). Een kolonie bestrijkt gemiddeld een gebied van 4 tot 5 km² (Kapteyn 1997). Zowel om te jagen dan als vliegroute gebruiken ze goed aaneengesloten, lijnvormige landschapsstructuren (Boughey *et al.* 2011a; Brandt *et al.* 2007; Kapteyn 1997; Nicholls & Racey 2006; Verboom & Huitema 1997). Foerageren gebeurt tot ongeveer 1-2 km van de kolonieplaats, soms tot 5 km, maar in de zoogperiode maximum tot 2,5-3 km (Arthur & Lemaire 2009; Dietz *et al.* 2011; Kapteyn 1997; Schober & Grimmberger 1998). Ze zijn vaak slachtoffer van autoverkeer (Arthur & Lemaire 2009).

9.8.15.2.4 Voortplanting

Mannetjes vestigen zich in het najaar in paarplaatsen. Ze lokken vrouwtjes met zangvluchten en vormen zo paargroepen met tot 10 vrouwtjes. Deze paarplaatsen kunnen boomholten, gebouwen of overwinteringsplaatsen zijn en situeren zich tot op maximum 22-25 km van het verblijf (Arthur & Lemaire 2009; Dietz *et al.* 2011). Soms wordt de soort ook zwermend aangetroffen (De Keukeleire *et al.* 2011). Waar de soort zwermt mag er geen lichtverstoring zijn en moeten de zwermplaatsen vrij zijn van menselijke verstoring.

9.8.15.3 Methodiek

Zwermgedrag aan een winterverblijfplaats: de indicatoren voor zwermgedrag aan een winterverblijfplaats zijn van toepassing als zwermgedrag wordt vastgesteld. Zwermgedrag moet worden vastgesteld in de periode van augustus tot half oktober. De zwermhabitat wordt beoordeeld op drie criteria die door een plaatsbezoek kunnen worden vastgesteld. Ten eerste moet kunstmatige verlichting op de zwermlocatie afwezig zijn. Ten tweede moet menselijke verstoring afwezig zijn. Bij de beoordeling hiervan moet nagegaan worden of daadwerkelijk maatregelen genomen zijn om menselijke verstoring te vermijden en of sporen van menselijke verstoring afwezig zijn. Dergelijke sporen kunnen er immers op wijzen dat de maatregelen niet effectief zijn. Ten derde moet worden nagegaan of eventuele maatregelen de vrije in- en uitvlucht van vleermuizen niet belemmeren (bv. afsluitingen die voor zwermdende vleermuizen te gesloten zouden zijn). De beoordeling heeft betrekking op de periode augustus tot half oktober.

Objecten als winterverblijf

- Buffering temperatuur: voor de beoordeling van de temperatuur van de overwinteringsplaats onderscheiden we vier categorieën van buffering. Om goed te scoren voor het criterium “buffering temperatuur” moeten plaatsen met de juiste categorie in het overwinteringsobject aanwezig zijn. Indien enkel minder of meer gebufferde plaatsen aanwezig zijn leidt dit tot een negatieve score. De beoordeling tot welke categorie een plaats behoort, gebeurt aan de hand van een tijdsreeks van temperatuurmetingen uitgevoerd met loggers over een volledig overwinteringsseizoen (oktober – mei). De beoordeling gebeurt tijdens koude perioden. Koude perioden zijn alle perioden waarbij de buitentemperatuur meerdere dagen beneden de opgegeven limiettemperatuur van de categorie was, inclusief en bij voorkeur perioden van meerdere dagen met aanhoudende vorst. De categorieën zijn:

Weinig gebufferd	Temperatuur zakt in koude perioden niet beneden -2°C
Matig gebufferd	Temperatuur zakt in koude perioden niet beneden 0°C
Goed gebufferd	Temperatuur zakt in koude perioden niet beneden 2°C
Sterk gebufferd	Temperatuur zakt in koude perioden niet beneden 7°C

- Microverblijven en hangplaatsen: voor de beoordeling van dit criterium moet via een plaatsbezoek nagegaan worden of er scheuren, kleine holten en gaten aanwezig zijn waarin de dieren kunnen wegkruipen. Deze kunnen van nature aanwezig zijn of kunstmatig zijn aangebracht, bijvoorbeeld door het ophangen van stenen met holten of andere constructies. Daarnaast moeten ook ruwheden aanwezig zijn waaraan de dieren zich kunnen vasthouden om vrij tegen de muur te hangen.
- Lichtverstoring: kunstmatige verlichting moet op de overwinteringsplaats afwezig zijn, na te gaan door een plaatsbezoek.

- Menselijke verstoring: menselijke verstoring moet afwezig zijn. Dit kan bijvoorbeeld door het afsluiten van het object of de onmiddellijke omgeving. Via een plaatsbezoek moet nagegaan worden of verstoring afwezig is en of eventueel daarvoor nodige maatregelen genomen zijn.

Zomerverblijfplaats in gebouwen

- Structuur: na te gaan door een plaatsbezoek buiten de kolonieperiode.
- Invliegopening: na te gaan door een plaatsbezoek tijdens het uitvliegen.
- Vervuiling: het gebruik van toxische producten voor houtbehandeling moet nagegaan worden door bevraging bij eigenaars/beheerders.
- Verstoring door predatoren: dit moet bepaald worden d.m.v. een plaatsbezoek in de zomerperiode.
- Lichtverstoring buiten: dit moet bepaald worden d.m.v. een nachtelijk plaatsbezoek in de zomerperiode.

Jachtgebied

- Grootte & connectiviteit: de gebiedsgrootte en connectiviteit moeten bepaald worden d.m.v. luchtfoto's gecombineerd met een plaatsbezoek. Een plaatsbezoek is nodig om te evalueren of potentiële gebieden die geselecteerd werden op luchtfoto voldoen aan de beschrijving van geschikt jachtgebied en of verbindingen ook reëel op terrein nog aanwezig zijn.
- Lichtverstoring: aanwezigheid van lichtverstoring moet bepaald worden d.m.v. een nachtelijk plaatsbezoek. Vermits lichtverstoring aanleiding geeft tot een negatieve beoordeling, mogen bij de bepaling van de grootte van het jachtgebied en van de connectiviteit enkel zones en routes meegeteld worden die vrij zijn van lichtverstoring.
- Menselijke verstoring: de doorsnijding van vliegroutes of foerageergebied door drukke wegen geldt als verstorend element. Indien de weg voorzien is van geleidende elementen om een veilige oversteek of bij voorkeur onderdoorgang mogelijk te maken en vleermuizen er naartoe te geleiden moet de weg niet als een doorsnijding worden beschouwd. Een weg is als druk te beschouwen vanaf 100 voertuigen per nacht (Medinas *et al.* 2013).

9.8.15.4 Opmerkingen

Als bij de referentie in de tabel GENERIEK wordt vermeld is dit een criterium dat in principe voor alle vleermuissoorten hetzelfde wordt toegepast. Een verantwoording hiervoor staat in het inleidend deel.

De indicatoren zijn dezelfde bij alle soorten. Als een indicator niet is ingevuld wordt dit criterium niet gebruikt bij deze soort.

9.8.15.5 Beoordeling gewone dwergvleermuis

Criterium	Indicator	Gunstig	Ongunstig	Referenties
Kwaliteit leefgebied				
<i>Winterpopulatie (augustus - april)</i>				
Zwermgedrag aan winterverblijf	Lichtverstoring	Verlichting afwezig	Verlichting aanwezig	GENERIEK
	Menselijke verstoring	Verstoring met zekerheid afwezig	Verstoring niet met zekerheid afwezig	GENERIEK
Objecten als winterverblijfplaats	Buffering temperatuur	Weinig gebufferde plaatsen aanwezig	Weinig gebufferde plaatsen afwezig	Schober & Grimmberger 1998; Webb <i>et al.</i> 1996
	Microverblijven en hangplaatsen	Spleten aanwezig	Spleten afwezig	Nagel & Nagel 1991
	Lichtverstoring	Afwezig	Aanwezig	GENERIEK
	Menselijke verstoring	Verstoring met zekerheid afwezig	Verstoring niet met zekerheid afwezig	GENERIEK

Criterion	Indicator	Gunstig	Ongunstig	Referenties
<i>Winterpopulatie (augustus - april) (vervolg)</i>				
Objecten als winterverblijfplaats	Foerageergebied	Jachtgebied en open water als drinkplaats aanwezig op minder dan 1 km van de overwinteringsplaats	Geen jachtgebied of open water als drinkplaats aanwezig op minder dan 1 km van de overwinteringsplaats	Gyselings et al. in prep.
	Connectiviteit	Verblijf en omliggende jachtgebieden verbonden met bomenrijen of hagen	Verblijf en omliggende jachtgebieden niet verbonden met bomenrijen of hagen	Boughey <i>et al.</i> 2011a; Brandt <i>et al.</i> 2007; Kapteyn 1997; Nicholls & Racey 2006; Verboom & Huitema 1997
<i>Zomerpopulatie (april-oktober)</i>				
Zomerverblijfplaats in gebouwen of andere antropogene structuren	Vervuiling	Houtwerk niet behandeld met toxische producten	Houtwerk behandeld met toxische producten	GENERIEK
	Verstoring door katten als predator	Verblijf niet toegankelijk voor katten	Verblijf toegankelijk voor katten	GENERIEK
	Lichtverstoring binnen	Verblijfplaats niet kunstmatig verlicht	Verblijfplaats kunstmatig verlicht	GENERIEK
	Lichtverstoring buiten	Uitvliegplaats en verbinding met het omliggend landschap wel verlicht en geen gepaste mitigerende maatregelen aanwezig	Uitvliegplaats en verbinding met het omliggend landschap niet verlicht of gepaste mitigerende maatregelen aanwezig.	GENERIEK
	Menselijke verstoring	Geen menselijke aanwezigheid	Soms of regelmatig menselijke aanwezigheid	GENERIEK
	Connectiviteit naar de omgeving	Verblijf en omliggende jachtgebieden verbonden met bomenrijen of hagen	Verblijf en omliggende jachtgebieden niet verbonden met bomenrijen of hagen	Boughey <i>et al.</i> 2011a; Brandt <i>et al.</i> 2007; Kapteyn 1997; Nicholls & Racey 2006; Verboom & Huitema 1997
Jachtgebied	Grootte	100 ha geschikt jachthabitat in een straal van 2 km rond de kolonie.	Minder jachthabitat beschikbaar	Dietz <i>et al.</i> 2011
	Connectiviteit	Jachtgebieden en kolonieplaats verbonden door vegetatiestructuren zoals bomenrijen, houtkanten, waterlopen, bospatches en hagen	Open gebieden met onderbrekingen van meer dan enkele tientallen meter in vegetatiestructuren	Boughey <i>et al.</i> 2011a; Brandt <i>et al.</i> 2007; Kapteyn 1997; Nicholls & Racey 2006; Verboom & Huitema 1997
	Menselijke verstoring	Vliegroutes of jachtgebieden niet doorsneden door drukke wegen	Vliegroutes of jachtgebieden doorsneden door drukke wegen	Arthur & Lemaire 2009

9.8.15.6 Literatuur

Arthur L. & Lemaire M. (2009). Les Chauves-souris de France, Belgique, Luxembourg et Suisse. Mèze: Biotope.

Barlow K.E. (1997). The diets of two phonic types of the bat *Pipistrellus pipistrellus* in Britain. *Journal of Zoology*, 243, 597-609.

Bartonicka T. & Zukal J. (2003). Flight activity and habitat use of four bat species in a small town revealed by bat detectors. *Folia Zoologica*, 52(2), 155-166.

Boughey K.L., Lake I.R., Haysom K.A. & Dolman P.M. (2011a). Effects of landscape-scale broadleaved woodland configuration and extent on roost location for six bat species across the UK. *Biological Conservation*, 144(9), 2300-2310.

Boughey K.L., Lake I.R., Haysom K.A. & Dolman P.M. (2011b). Improving the biodiversity benefits of hedgerows: How physical characteristics and the proximity of foraging habitat affect the use of linear features by bats. *Biological Conservation*, 144(6), 1790-1798.

Brandt G., Blows L., Linton D., Paling N. & Prescott C. (2007). Habitat associations of British bat species on lowland farmland within the Upper Thames catchment area. *Centre for Wildlife Assessment & Conservation E-Journal*, 1, 10-19.

Davidson-Watts I., Walls S.S. & Jones G. (2006). Differential habitat selection by *Pipistrellus pipistrellus* and *Pipistrellus pygmaeus* identifies distinct conservation needs for cryptic species of echolocating bat. *Biological Conservation*, 133(1), 118-127.

Dietz C., Von Helversen O. & Nill D. (2011). Vleermuizen. Alle soorten van Europa en Noordwest-Afrika (P. H. C. Lina, Trans.). Utrecht: de Fontein|Tirion Uitgevers B.V.

Glendell M. & Vaughan N. (2002). Foraging activity of bats in historic landscape parks in relation to habitat composition and park management. *Animal Conservation*, 5(4), 309-316.

Gyselings R. & Van der Wijden B. (2014). Vleermuizen. In: Van Uytvanck J. & Goethals V. (red.) *Handboek voor beheerders. Europese natuurdoelstellingen op het terrein Deel II. Soorten*. Uitgeverij Lannoo, Tielt, pp. 297-320.

Kaňuch P., Danko Š., Celuch M., Krištín A., Pjenčák P., Matis Š. & Šmíd J. (2008). Relating bat species presence to habitat features in natural forests of Slovakia (Central Europe). *Mammalian Biology - Zeitschrift für Säugetierkunde*, 73(2), 147-155.

Kapteyn K.O. (1997). Gewone dwergvleermuis *Pipistrellus pipistrellus* (Schreber, 1774). In: Limpens H.J.G.A., Mostert K. & Bongers W. (ed.) *Atlas van de Nederlandse Vleermuizen*. KNNV uitgeverij, Utrecht.

Kusch J. & Schmitz A. (2013). Environmental factors affecting the differential use of foraging habitat by three sympatric species of *Pipistrellus*. *Acta Chiropterologica*, 15(1), 57-67.

Lefevre A. (2003). Gewone dwergvleermuis. In: Verkem S., De Maeseneer J., Vandendriesche B., Verbeylen G., Yskout S., 2003. *Zoogdieren in Vlaanderen. Ecologie en verspreiding van 1987 tot 2002*. Natuurpunt studie en JNM-zoogdierenwerkgroep, Mechelen/Gent.

Medinas D., Marques J.T. & Mira A. (2013). Assessing road effects on bats: the role of landscape, road features, and bat activity on road-kills. *Ecological Research*, 28(2), 227-237.

Nagel A. & Nagel R. (1991). How do bats choose optimal temperatures for hibernation? *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology*, 99(3), 323-326.

Nicholls B. & Racey P.A. (2006). Habitat selection as a mechanism of resource partitioning in two cryptic bat species *Pipistrellus pipistrellus* and *Pipistrellus pygmaeus*. *Ecography*, 29(5), 697-708.

Russo D. & Jones G. (2003). Use of foraging habitats by bats in a Mediterranean area determined by acoustic surveys: conservation implications. *Ecography*, 26(2), 197-209.

Sattler T., Bontadina F., Hirzel A.H. & Arlettaz R. (2007). Ecological niche modelling of two cryptic bat species calls for a reassessment of their conservation status. *Journal of Applied Ecology*, 44(6), 1188-1199.

Schober W. & Grimmberger E. (1998). *Gids van de vleermuizen van Europa*. Tirion, Baarn.

Verboom B. & Huitema H. (1997). The importance of linear landscape elements for the pipistrelle *Pipistrellus pipistrellus* and the serotine bat *Eptesicus serotinus*. *Landscape Ecology*, 12, 117-125.

Warren R.D., Waters D.A., Altringham J.D. & Bullock D.J. (2000). The distribution of Daubenton's bats (*Myotis daubentonii*) and pipistrelle bats (*Pipistrellus pipistrellus*) (Vespertilionidae) in relation to small-scale variation in riverine habitat. *Biological Conservation*, 92(1), 85-91.

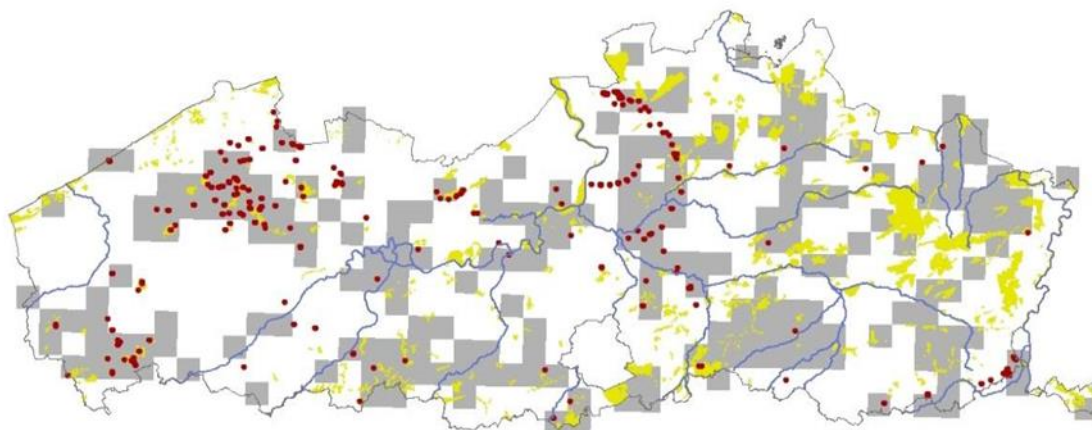
Webb P.I., Speakman J.R. & Racey P.A. (1996). How hot is a hibernaculum? A review of the temperatures at which bats hibernate. *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie*, 74(4), 761-765.

Zahn A., Gelhaus M. & Zahner V. (2008). Foraging activity of bats in different forest types, wetlands and in open habitats - a study carried out at the "Herreninsel" (island in the Chiemsee, Bavaria). *Allgemeine Forst und Jagdzeitung*, 179, 173-179.

9.8.16 Gewone grootoorvleermuis (*Plecotus auritus*)

9.8.16.1 Verspreiding

In Vlaanderen kunnen gewone grootoorvleermuizen vrij algemeen worden waargenomen (Boeckx & Verkem 2003).



Figuur 46: Verspreiding gewone grootoorvleermuis (grijs: zomerwaarnemingen, 5x5km-UTM-hokken, 1995-2014; rood: wintertellingen, puntwaarnemingen, 1995-2014) (bron: waarnemingen.be, Natuurpunt; databank Vleermuizenwerkgroep Natuurpunt; Zoogdierenwerkgroep JNM; Daan Dekeukeleire, pers. data).

9.8.16.2 Leefgebied

9.8.16.2.1 Winterhabitat

Deze soort overwintert in kelders, bunkers, forten, groeven, ijskelders en andere koude ruimten. De aantallen in de klassieke winterverblijven zijn echter laag (Boeckx & Verkem 2003). Daarnaast verblijft ze ook in dikwandige holle bomen (Dietz *et al.* 2011; Schober & Grimmberger 1998). Volgens Arthur & Lemaire (2009) zijn dit stronken die minstens 10 cm bescherming bieden. De sterke aantalschommelingen wijzen op wisselende verblijfplaatsen (Dietz *et al.* 2011). De gewone grootoorvleermuis is op koude plaatsen vaak de enige overwinterende soort (Jansen & Buys 1997) en is al overwinterend waargenomen bij temperaturen van -3,5 tot 9°C (Smirnov *et al.* 2008; Webb *et al.* 1996). Schober en Grimmberger (1998) geven aan dat ze een temperatuur van -3,5°C maar enkele dagen volhoudt, en Masing en Lutsar (2007) vonden een temperatuur van -2,5°C als minimale overwinteringstemperatuur. In het zuiden van Finland overwintert slechts 10% van de populatie bij temperaturen onder het vriespunt (Siivonen & Wermundsen 2008). De meeste bronnen geven aan dat ze in spleten weggroeft, zeker bij de ingang van verblijven, maar enkele bronnen geven ook aan dat ze vaak vrij hangt (Dietz *et al.* 2011; Schober & Grimmberger 1998; Jansen & Buys 1997; Smirnov *et al.* 2008; Lesinski 1986; Siivonen & Wermundsen 2008). In Finland overwintert 12% van de populatie bij een luchtvochtigheid lager dan 70% (Siivonen & Wermundsen 2008), en Lesinski (1986) vond ze bij een luchtvochtigheid tussen 75 en 95%. Ze overwintert in de Nederlandse mergelgroeves bij een zeer hoge luchtvochtigheid (95-100%, Daan & Wichers 1968).

Het is vooral een standsoort, die zelden meer dan 30 km aflegt tussen zomer- en winterverblijf (Dietz *et al.* 2011).

9.8.16.2.2 Zomerhabitat

Tijdens de zomer verblijven kraamkolonies in West-Europa vooral in gebouwen (Boeckx & Verkem 2003; Dietz *et al.* 2011). Dit zijn vaak grote zolders of klokkentorens (Fairon *et al.* 2003; Jansen & Buys 1997; Boeckx & Verkem 2003). Deze zijn bij voorkeur groot, met genoeg plaats om rond te vliegen (Briggs 2004; Fairon *et al.* 2003). De invliegopening moet minimum 16 x 50 mm zijn (Briggs 2004). Andere bronnen geven aan dat het verblijf bij voorkeur verdeeld is in compartimenten (Entwistle *et al.* 1997; Moussy 2011). In Schotland is de temperatuur in het verblijf gemiddeld 17,9°C en daar kiezen ze de warmste huizen als verblijf (Entwistle *et al.* 1997). Op zolders worden ze vooral bedreigd door renovaties, het afsluiten van zolders met netten tegen vogels en de aanwezigheid van katten (Dietz *et al.* 2011; Arthur & Lemaire 2009).

Soms verblijven kraamkolonies ook in oude spechtenholen, rottingsholen of nestkasten (Boeckx & Verkem 2003; Gyselings & Van der Wijden 2014; Dietz *et al.* 2011; Arthur & Lemaire 2009). De invliegopening mag verborgen zijn door vegetatie (Arthur & Lemaire 2009; Schober & Grimmberger 1998). In bomen verhuizen ze om de 1 tot 5 dagen en splitsen ze vaak op in subkolonies (Arthur & Lemaire 2009). In gebouwen gebruiken ze daarentegen een vaste verblijfplaats (Arthur & Lemaire 2009).

Bij onderzoek in Schotland bleek de aanwezigheid van bos en water in de onmiddellijke omgeving van de kolonie belangrijk (Entwistle *et al.* 1997).

9.8.16.2.3 Jachthabitat

Ze foerageren meestal in kleinschalige landschappen, parken, boomgaarden, rond groepjes bomen en in open bossen, al wordt de soort soms ook als een echte bossoort van structuurrijke bossen met ondergroei gezien (Dietz *et al.* 2011; Arthur & Lemaire 2009; Kanuch *et al.* 2008; Schober & Grimmberger 1998; Janssen & Buys 1997; Ashrafi *et al.* 2013; Entwistle *et al.* 1996; Rutishauser *et al.* 2012; Wermundsen & Siivonen 2008). Ze vermijden open landschap (Janssen & Buys 1997; Ashrafi *et al.* 2013). Grootoorvleermuizen behoren met hun brede vleugels en zachte fluisteronar tot de soorten die allerlei grotere insecten zoals nachtvlinders, kevers en vliegen vooral van de vegetatie 'plukken' (Boeckx & Verkem 2003). In vergelijking met de grijze grootoor is de gewone grootoor een generalist met een brede niche (Ashrafi *et al.* 2011; Rutishauser *et al.* 2012). De vliegroute volgt lijnvormige landschapselementen (Entwistle *et al.* 1996). Ze steken open gebieden vrij laag over en vliegen zeer traag, waardoor ze vaak verkeersslachtoffer zijn (Boeckx & Verkem 2003; Arthur & Lemaire 2009; Lesinski *et al.* 2011; Dietz *et al.* 2011). Ze jagen vaak vlakbij hun verblijf (Ashrafi *et al.* 2013; Janssen & Buys 1997; Dietz *et al.* 2011) en leggen maximum een 2-tal kilometer af om te foerageren (Dietz *et al.* 2011; Arthur & Lemaire 2009; Boeckx & Verkem 2003; Entwistle *et al.* 1996). Dietz *et al.* (2011) vermelden individuele jachtgebieden tot 4 ha, zelden tot 11 ha. Voor een kolonie van 20 dieren komt dit neer op minstens 80 ha foerageergebied.

9.8.16.2.4 Voortplanting

Gewone grootoorvleermuizen vormen paargroepen vanaf begin augustus, en vertonen zwermgedrag aan de ingang van grotten en andere winterverblijven. Dit zwermgedrag vindt plaats in het najaar (tot oktober) en het voorjaar (van februari tot april) (Dietz *et al.* 2011; Arthur & Lemaire 2009; Furmankiewicz & Altringham 2007; Furmankiewicz *et al.* 2013). Ze vliegen dan dagelijks op en neer van verblijfplaats naar zwermplaats (Furmankiewicz 2008). Wanneer de dieren zwermen mag er geen lichtverstoring zijn en de zwermplaatsen moeten verstoringvrij zijn. Eventueel traliewerk om verstoring tegen te gaan, bezit horizontale spijlen met een tussenruimte van 13-15 cm en verticale steunen om de 45-75 cm (Thomaes & Lommelen 2012).

9.8.16.3 Methodiek

Zwermgedrag aan een winterverblijfplaats: de indicatoren voor zwermgedrag aan een winterverblijfplaats zijn van toepassing als zwermgedrag wordt vastgesteld. De zwermhabitat wordt beoordeeld op drie criteria die door een plaatsbezoek kunnen worden vastgesteld. Ten eerste moet kunstmatige verlichting op de zwermlocatie afwezig zijn. Ten tweede moet menselijke verstoring afwezig zijn. Bij de beoordeling hiervan moet nagegaan worden of daadwerkelijk maatregelen genomen zijn om menselijke verstoring te vermijden en of sporen van menselijke verstoring afwezig zijn. Dergelijke sporen kunnen er immers op wijzen dat de maatregelen niet effectief zijn. Ten derde moet worden nagegaan of eventuele maatregelen de vrije in- en uitvlucht van vleermuizen niet belemmeren (bv. afsluitingen die voor zwermende vleermuizen te gesloten zouden zijn). De beoordeling heeft betrekking op de periode augustus tot half oktober en van februari tot april.

Objecten als winterverblijf

- Buffering temperatuur: voor de beoordeling van de temperatuur van de overwinteringsplaats onderscheiden we vier categorieën van buffering. Om goed te scoren voor het criterium "buffering temperatuur" moeten plaatsen met de juiste categorie in het overwinteringsobject aanwezig zijn. De beoordeling tot welke categorie een plaats behoort, gebeurt aan de hand van een tijdsreeks van temperatuurmetingen uitgevoerd met loggers over een volledig overwinteringsseizoen (oktober – mei). Koude perioden zijn de perioden waarbij de buitentemperatuur meerdere dagen beneden de opgegeven limiettemperatuur van de categorie was, bij voorkeur perioden van meerdere dagen met aanhoudende vorst. De categorieën zijn:

Weinig gebufferd	Temperatuur zakt in koude perioden niet beneden -2°C
Matig gebufferd	Temperatuur zakt in koude perioden niet beneden 0°C
Goed gebufferd	Temperatuur zakt in koude perioden niet beneden 2°C
Sterk gebufferd	Temperatuur zakt in koude perioden niet beneden 7°C

- Microverblijven en hangplaatsen: voor de beoordeling van dit criterium moet via een plaatsbezoek nagegaan worden of er scheuren, kleine holten en gaten aanwezig zijn waarin de dieren kunnen wegkruipen. Deze kunnen van nature aanwezig zijn of kunstmatig zijn aangebracht, bijvoorbeeld door het ophangen van stenen met holten of andere constructies. Daarnaast moeten ook ruwheden aanwezig zijn waaraan de dieren zich kunnen vasthouden om vrij tegen de muur te hangen.
- Lichtverstoring: kunstmatige verlichting moet op de overwinteringsplaats afwezig zijn, na te gaan door een plaatsbezoek.
- Menselijke verstoring: menselijke verstoring moet afwezig zijn. Dit kan bijvoorbeeld door het afsluiten van het object of de onmiddellijke omgeving. Via een plaatsbezoek moet nagegaan worden of verstoring afwezig is en of eventueel daarvoor nodige maatregelen genomen zijn.

Zomerverblijfplaats in bomen

- Gebiedsgrootte en densiteit aan verblijfplaatsen: de gebiedsgrootte kan bepaald worden d.m.v. luchtfoto's gecombineerd met een plaatsbezoek. De inventarisatie ervan gebeurt best in de periode dat de bomen niet in blad staan.

Zomerverblijfplaats in gebouwen

- Structuur: na te gaan door een plaatsbezoek buiten de kolonieperiode.
- Invliegopening: na te gaan door een plaatsbezoek tijdens het uitvliegen.
- Vervuiling: het gebruik van toxische producten voor houtbehandeling moet nagegaan worden door bevraging bij eigenaars/beheerders.
- Verstoring door predatoren: dit moet bepaald worden d.m.v. een plaatsbezoek in de zomerperiode.
- Lichtverstoring buiten: dit moet bepaald worden d.m.v. nachtelijk een plaatsbezoek in de zomerperiode.

Jachtgebied

- Grootte & connectiviteit: de gebiedsgrootte en connectiviteit kan bepaald worden d.m.v. luchtfoto's gecombineerd met een plaatsbezoek. Een plaatsbezoek is nodig om te evalueren of potentiële gebieden die geselecteerd werden op luchtfoto voldoen aan de beschrijving van geschikt jachtgebied en of verbindingen ook reëel op terrein nog aanwezig zijn.
- Lichtverstoring: aanwezigheid van lichtverstoring moet bepaald worden d.m.v. een nachtelijk plaatsbezoek. Vermits lichtverstoring aanleiding geeft tot een negatieve beoordeling, mogen bij de bepaling van de grootte van het jachtgebied en van de connectiviteit enkel zones en routes meegeteld worden die vrij zijn van lichtverstoring.
- Menselijke verstoring: de doorsnijding van vliegroutes of foerageergebied door drukke wegen geldt als verstorend element. Indien de weg voorzien is van geleidende elementen om een veilige oversteek mogelijk te maken en vleermuizen er naartoe te geleiden moet de weg niet als een doorsnijding worden beschouwd. Een weg is als druk te beschouwen vanaf 100 voertuigen per nacht (Medinas *et al.* 2013).

9.8.16.4 Opmerkingen

Als bij de referentie in de tabel GENERIEK wordt vermeld is dit een criterium dat in principe voor alle vleermuissoorten hetzelfde wordt toegepast. Een verantwoording hiervoor komt in het inleidend deel.

De indicatoren zijn dezelfde bij alle soorten. Als een indicator niet is ingevuld wordt dit criterium niet gebruikt bij deze soort.

9.8.16.5 Beoordeling gewone grootoorvleermuis

criterium	Indicator	Gunstig	Ongunstig	Referenties
Kwaliteit leefgebied				
<i>Winterpopulatie (augustus - april)</i>				
Zwermgedrag aan winterverblijf	Lichtverstoring	Verlichting afwezig	Verlichting aanwezig	GENERIEK
	Menselijke verstoring	Verstoring met zekerheid afwezig	Verstoring niet met zekerheid afwezig	GENERIEK
Objecten als winterverblijfplaats	Buffering temperatuur	Weinig gebufferde plaatsen aanwezig	Weinig gebufferde plaatsen afwezig	Dietz <i>et al.</i> 2011; Boeckx & Verkem 2003; Schober & Grimmberger; 1998; Webb <i>et al.</i> 1996; Wermundsen & Siivonen 2010
	Microverblijven en hangplaatsen	Hangplaten en holten, spleten en/of scheuren aanwezig	Hangplaten en holten, spleten en/of scheuren afwezig	Dietz <i>et al.</i> 2011; Schober & Grimmberger 1998; Jansen & Buys 1997; Smirnov <i>et al.</i> 2008; Lesinski 1986; Siivonen & Wermundsen 2008
	Lichtverstoring	Afwezig	Aanwezig	GENERIEK
	Menselijke verstoring	Verstoring met zekerheid afwezig	Verstoring niet met zekerheid afwezig	GENERIEK
	Foerageergebied	Jachtgebied en open water als drinkplaats aanwezig op minder dan 1 km van de overwinteringsplaats	Geen jachtgebied of open water als drinkplaats aanwezig op minder dan 1 km van de overwinteringsplaats	Gyselings <i>et al.</i> in prep.
	Connectiviteit	Verblijf en omliggende jachtgebieden verbonden met bomenrijen of hagen	Verblijf en omliggende jachtgebieden niet verbonden met bomenrijen of hagen	Entwistle <i>et al.</i> 1996
<i>Zomerpopulatie (april-oktober)</i>				
Zomerverblijfplaats in bomen	Gebiedsgrootte en densiteit aan verblijfplaatsen	Minstens 100 bomen met geschikte verblijven in een gebied van maximum 1 km ² . Alle verblijven goed verbonden met elkaar door opgaande landschapselementen	Minder bomen met geschikte verblijven beschikbaar of slecht verbonden	Boye & Dietz 2005
	Habitatstructuur	Onderbegroeiing aanwezig	Onderbegroeiing afwezig	Boye & Dietz 2005
Zomerverblijfplaats in gebouwen of andere antropogene structuren	Structuur	Wegkruipmogelijkheden achter balken aanwezig op verschillende hoogten en langs verschillende zijden. Verschillende temperatuurzones aanwezig. Tijdens de lactatieperiode steeds zones met dagtemperatuur > 18°C aanwezig. Grote vrije vliegruimte aanwezig, min. 2 m hoog en 4 m lang	Zolder zonder wegkruipmogelijkheden, of zonder verschillende temperatuurzones, of te koud gedurende lactatieperiode, of geen grote vrije vliegruimte aanwezig	Briggs 2004; Entwistle <i>et al.</i> 1997; Fairon <i>et al.</i> 2003

Criterion	Indicator	Gunstig	Ongunstig	Referenties
<i>Zomerpopulatie (april-oktober) (vervolg)</i>				
Zomerverblijfplaats in gebouwen of andere antropogene structuren	Invliegopening	Grote invliegopening: 40 x 7 cm	Invliegopening < 40 x 7 cm of beduidend groter	Gyselings & Van der Wijden 2014
	Vervuiling	Houtwerk niet behandeld met toxische producten	Houtwerk behandeld met toxische producten	GENERIEK
	Verstoring door katten als predator	Verblijf niet toegankelijk voor katten	Verblijf toegankelijk voor katten	GENERIEK
	Lichtverstoring binnen	Verblijfplaats niet kunstmatig verlicht	Verblijfplaats kunstmatig verlicht	GENERIEK
	Lichtverstoring buiten	Uitvliegplaats en verbinding met het omliggend landschap wel verlicht en geen gepaste mitigerende maatregelen aanwezig	Uitvliegplaats en verbinding met het omliggend landschap niet verlicht of gepaste mitigerende maatregelen aanwezig.	GENERIEK
	Menselijke verstoring	Geen menselijke aanwezigheid	Soms of regelmatig menselijke aanwezigheid	GENERIEK
	Connectiviteit naar de omgeving	Verblijf en omliggende jachtgebieden verbonden met bomenrijen of hagen	Verblijf en omliggende jachtgebieden niet verbonden met bomenrijen of hagen	Entwistle <i>et al.</i> 1996
Jachtgebied	Grootte	80 ha geschikt foerageergebied in een straal van 2 km rond de kolonie	Minder foerageergebied aanwezig	Dietz <i>et al.</i> 2011
	Connectiviteit	Jachtgebieden en kolonieplaats verbonden door vegetatiestructuren zoals bomenrijen, houtkanten, bospatches en hagen	Open gebieden met onderbrekingen van meer dan enkele tientallen meter in opgaande vegetatiestructuren	Entwistle <i>et al.</i> 1996
	Lichtverstoring	Vliegroutes en foerageergebieden niet kunstmatig verlicht of gepaste mitigerende maatregelen aanwezig	Vliegroutes en foerageergebieden wel kunstmatig verlicht en geen gepaste mitigerende maatregelen aanwezig	Lacoeuilhe <i>et al.</i> 2014
	Menselijke verstoring	Vliegroutes of jachtgebieden niet doorsneden door drukke wegen	Vliegroutes of jachtgebieden doorsneden door drukke wegen	Lesinski 2008

9.8.16.6 Literatuur

Arthur L. & Lemaire M. (2009). Les Chauves-souris de France, Belgique, Luxembourg et Suisse. Mèze: Biotope.

Ashrafi S., Beck A., Rutishauser M., Arlettaz R. & Bontadina F. (2011). Trophic niche partitioning of cryptic species of long-eared bats in Switzerland: implications for conservation. *European Journal of Wildlife Research*, 57(4), 843-849.

Ashrafi S., Rutishauser M., Ecker K., Obrist M.K., Arlettaz R. & Bontadina F. (2013). Habitat selection of three cryptic *Plecotus* bat species in the European Alps reveals contrasting implications for conservation. *Biodiversity and Conservation*, 22(12), 2751-2766.

- Boeckx K. & Verkem S. (2003). Gewone Grootoorvleermuis / Grijze Grootoorvleermuis. In: Verkem S., De Maeseneer J., Vandendriesche B., Verbeylen G., Yskout S., 2003. Zoogdieren in Vlaanderen. Ecologie en verspreiding van 1987 tot 2002. Natuurpunt studie en JNM-zoogdierenwerkgroep, Mechelen/Gent.
- Boye P. & Dietz M. (2005) Development of good practice guidelines for woodland management for bats. English Nature Research Reports, nr. 661
- Briggs P. (2004). Effect of barn conversion on bat roost sites in Hertfordshire, England. *Mammalia*, 68(4), 353-364.
- Daan S. & Wichers H.J. (1968). Habitat selection of bats hibernating in a limestone cave. *Zeitschrift Fur Säugetierkunde-International Journal of Mammalian Biology*, 33, 262-287.
- Dietz C., Von Helversen O. & Nill D. (2011). Vleermuizen. Alle soorten van Europa en Noordwest-Afrika (P. H. C. Lina, Trans.). Utrecht: de Fontein|Tirion Uitgevers B.V.
- Entwistle A.C., Racey P.A. & Speakman J.R. (1996). Habitat exploitation by a gleaning bat, *Plecotus auritus*. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*, 351(1342), 921-931.
- Entwistle A.C., Racey P.A. & Speakman J.R. (1997). Roost selection by the brown long-eared bat *Plecotus auritus*. *Journal of Applied Ecology*, 34, 399-408.
- Fairon J., Busch E., Petit T. & Schuiten M. (2003). Guide pour l'aménagement des combles et clochers des églises et d'autres bâtiments. Brochure technique (Vol. 4, pp. 80). Jambes: Institut royal des Sciences naturelles de Belgique, Groupement nature.
- Furmankiewicz J. (2008). Population size, catchment area, and sex-influenced differences in autumn and spring swarming of the brown long-eared bat (*Plecotus auritus*). *Canadian Journal of Zoology*, 86(3), 207-216.
- Furmankiewicz J. & Altringham J. (2007). Genetic structure in a swarming brown long-eared bat (*Plecotus auritus*) population: evidence for mating at swarming sites. *Conservation Genetics*, 8, 913-923.
- Furmankiewicz J., Duma K., Manias K. & Borowiec M. (2013). Reproductive status and vocalisation in swarming bats indicate a mating function of swarming and an extended mating period in *Plecotus auritus*. *Acta Chiropterologica*, 15(2), 371-385.
- Gyselings R. & Van der Wijden B. (2014). Vleermuizen. In: Van Uytvanck J. & Goethals V. (red.) Handboek voor beheerders. Europese natuurdoelstellingen op het terrein Deel II. Soorten. Uitgeverij Lannoo, Tielt, pp. 297-320.
- Jansen E.A. & Buys J.C. (1997). Gewone grootoorvleermuis *Plecotus auritus* (Linnaeus, 1758). In: Limpens H.J.G.A., Mostert K. & Bongers W. (ed.) Atlas van de Nederlandse Vleermuizen. KNNV uitgeverij, Utrecht, pp. 214-223.
- Kanuch P., Danko S., Celuch M., Kristin A., Pjencak P., Matis S. & Smidt J. (2008). Relating bat species presence to habitat features in natural forests of Slovakia (Central Europe). *Mammalian biology*, 73, 147-155.
- Lacoeuilhe A., Machon N., Julien J. F., Le Bocq A. & Kerbiriou C. 2014. The Influence of Low Intensities of Light Pollution on Bat Communities in a Semi-Natural Context. *Plos One*, 9, 8.
- Lesinski G. (1986). Ecology of bats hibernating underground in Central Poland. *Acta Theriologica*, 31(37), 507-521.
- Lesinski G., Sikora A. & Olszewski A. (2011). Bat casualties on a road crossing a mosaic landscape. *European Journal of Wildlife Research*, 57(2), 217-223.
- Masing M. & Lutsar L. (2007). Hibernation temperatures in seven species of sedentary bats (Chiroptera) in northeastern Europe. *Acta Zoologica Lituanica*, 17(1), 47-55.
- Medinas D., Marques J.T. & Mira A. (2013). Assessing road effects on bats: the role of landscape, road features, and bat activity on road-kills. *Ecological Research*, 28(2), 227-237.
- Moussy C. (2011). Selection of old stone buildings as summer day roost by the brown long-eared bat *Plecotus auritus*. *Acta Chiropterologica*, 13(1), 101-111.

Rutishauser M.D., Bontadina F., Braunisch V., Ashrafi S. & Arlettaz R. (2012). The challenge posed by newly discovered cryptic species: disentangling the environmental niches of long-eared bats. *Diversity and Distributions*, 18(11), 1107-1119.

Schober W. & Grimmberger E. (1998). *Gids van de vleermuizen van Europa*. Tirion, Baarn.

Siivonen Y. & Wermundsen T. (2008). Characteristics of winter roosts of bat species in southern Finland. *Mammalia*, 72(1), 50-56.

Smirnov D.G., Vekhnik V.P., Kurmaeva N.M., Shepelev A.A. & Il'in V.Y. (2008). Spatial structure of the community of bats (Chiroptera : Vespertilionidae) hibernating in artificial caves of Samarskaya Luka. *Biology Bulletin*, 35, 211-218.

Thomaes A. & Lommelen E. (2012). Mergelgroeven (8310). In: Van Uytvanck J. & De Blust G. (red.) *Handboek voor beheerders. Europese natuurdoelstellingen op het terrein Deel I. Habitats*. Uitgeverij Lannoo, Tielt, pp. 294-302.

Webb P.I., Speakman J.R. & Racey P.A. (1996). How hot is a hibernaculum? A review of the temperatures at which bats hibernate. *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie*, 74(4), 761-765.

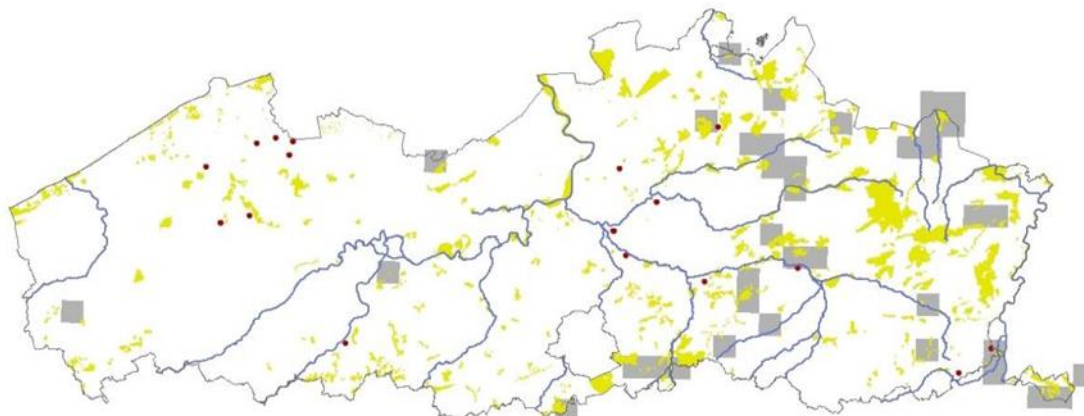
Wermundsen T. & Siivonen Y. (2008). Foraging habitats of bats in southern Finland. *Acta Theriologica*, 53(3), 229-240.

Wermundsen T. & Siivonen Y. (2010). Seasonal variation in use of winter roosts by five bat species in south-east Finland. *Central European Journal of Biology*, 5(2), 262-273.

9.8.17 Grijze grootoorvleermuis (*Plecotus austriacus*)

9.8.17.1 Verspreiding

De grijze grootoorvleermuis is aanzienlijk zeldzamer dan de gewone grootoorvleermuis: in totaal zijn er maar een 15-tal zomerkolonies met zekerheid bekend, vooral in de Antwerpse en Limburgse Kempen (Boeckx & Verkem 2003).



Figuur 47: Verspreiding van grijze grootoorvleermuis (grijs: zomerwaarnemingen, 5x5km-UTM-hokken, 1995-2014; rood: wintertellingen, puntwaarnemingen, 1995-2013) (bron: waarnemingen.be, Natuurpunt; databank Vleermuizenwerkgroep Natuurpunt; Zoogdierenwerkgroep JNM; Daan Dekeukeleire, pers. data).

9.8.17.2 Leefgebied

9.8.17.2.1 Winterhabitat

Deze soort overwintert in kelders, bunkers, forten, groeven, ijskelders en andere koele ruimten, maar ook in dakruimten die ze ook in de zomer gebruikt en vermoedelijk ook in holle bomen (Arthur & Lemaire 2009; Dietz *et al.* 2011, Boeckx & Verkem 2003). Ze is zeer goed bestand tegen de kou en overwintert bij temperaturen tussen -5 en 9°C (Arthur & Lemaire 2009; Dietz *et al.* 2011; Webb *et al.* 1996; Schober & Grimmberger 1998). Buys en Vergoossen (1997) merken op dat de literatuur niet eenduidig is en dat er zowel warme plaatsen met weinig temperatuurschommelingen als plaatsen met een uiteenlopende en sterk wisselende temperatuur vermeld worden. De grijze grootoor hangt vaker vrij aan muren dan de gewone grootoor, maar hangt soms ook in spleten (Schober & Grimmberger 1998). Ze kan tegen een lage luchtvochtigheid (Arthur & Lemaire 2009), al vermeldt Lesinski (1986) 69 tot 90%. Het is een standsoort die gewoonlijk slechts enkele kilometers aflegt, bijna altijd minder dan 20 km (Arthur & Lemaire 2009; Dietz *et al.* 2011; Schober & Grimmberger 1998).

9.8.17.2.2 Zomerhabitat

Tijdens de zomer verblijven kraamkolonies van grijze grootoren vooral op warme zolders van gebouwen, bij voorkeur onder zwarte leien daken (Arthur & Lemaire 2009; Boeckx & Verkem 2003; Buys & Vergoossen 1997; Fairon *et al.* 2003; Scheunert *et al.* 2010). Ze prefereren temperaturen tussen 20 en 25°C en zijn minder temperatuurafhankelijk dan andere zoldersoorten, doordat ze in spleten wegkruipen als de temperatuur te laag wordt. Hierdoor zijn ze op zolders vaak zeer moeilijk te tellen; het tellen van uitvliegers werkt beter als monitoringmethode (Scheunert *et al.* 2010). Andere bronnen vermelden zowel de nok van de zolder als spleten tussen balken als hangplaats (Schober & Grimmberger 1998), en Boeckx en Verkem (2003) vermelden dat ze vaak in de nok van het dak hangen en minder wegkruipen tegen balken dan de gewone grootoor. Als invliegopening hebben ze een voorkeur voor spleetachtige openingen (Scheunert *et al.* 2010).

9.8.17.2.3 Jachthabitat

Grijze grootoren foerageren meestal in kleinschalige cultuurlandschappen (traditionele landbouwgebieden), dorpen, tuinen, parken, boomgaarden, onbemeste graslanden en weiden, langs bosranden en bomenrijen, in gebouwen boven strooisel voor vee en rond straatlampen (Arthur & Lemaire 2009; Dietz *et al.* 2011; Schober &

Grimmberger 1998; Buys & Vergoossen 1997; Ashrafi *et al.* 2013; Razgour *et al.* 2011). In vergelijking met gewone grootoren vliegen ze meer in open landschap, en ze mijden grote bosgebieden (Sevcik 2003; Schober & Grimmberger 1998; Dietz *et al.* 2011). Ze mijden akkers en naaldbossen, en gebruiken loofbossen enkel bij lage temperaturen of harde regen (Razgour *et al.* 2011). Ze zijn net als gewone grootoren in staat om hun prooi van bladeren te plukken, maar ze zijn gespecialiseerd in kleine vliegende prooien (Arthur & Lemaire 2009; Dietz *et al.* 2011). Ze gebruiken een leefgebied met daarin 6 tot meer dan 10 kleine foerageerplaatsen (Arthur & Lemaire 2009) in een straal van 5,5 km rond de kolonie (Dietz *et al.* 2011). Ze volgen soms landschapsstructuren (Arthur & Lemaire 2009). Bij het kruisen van wegen zijn ze vaak verkeersslachtoffer (Arthur & Lemaire 2009).

9.8.17.2.4 Voortplanting

Paring gebeurt bij de grijze grootoor vooral in het najaar (Boeckx & Verkem 2003). Er wordt zelden zwermgedrag van deze soort waargenomen bij grotten (Dietz *et al.* 2011), dus paring zou kunnen gebeuren bij de zomerkolonies aan het einde van de zomer (Arthur & Lemaire 2009).

9.8.17.3 Methodiek

Zwermgedrag aan een winterverblijfplaats: de indicatoren voor zwermgedrag aan een winterverblijfplaats zijn van toepassing als zwermgedrag wordt vastgesteld. Er wordt zelden zwermgedrag van deze soort waargenomen bij winterverblijven, maar het is niet uitgesloten. Zwermgedrag moet worden vastgesteld in de periode van augustus tot half oktober. De zwermhabitat wordt beoordeeld op drie criteria die door een plaatsbezoek kunnen worden vastgesteld. Ten eerste moet kunstmatige verlichting op de zwermlocatie afwezig zijn. Ten tweede moet menselijke verstoring afwezig zijn. Bij de beoordeling hiervan moet nagegaan worden of daadwerkelijk maatregelen genomen zijn om menselijke verstoring te vermijden en of sporen van menselijke verstoring afwezig zijn. Dergelijke sporen kunnen er immers op wijzen dat de maatregelen niet effectief zijn. Ten derde moet worden nagegaan of eventuele maatregelen de vrije in- en uitvlucht van vleermuizen niet belemmeren (bv. afsluitingen die voor zwermdende vleermuizen te gesloten zouden zijn). De beoordeling heeft betrekking op de periode augustus tot half oktober.

Objecten als winterverblijf

- Buffering temperatuur: voor de beoordeling van de temperatuur van de overwinteringsplaats onderscheiden we vier categorieën van buffering. Om goed te scoren voor het criterium “buffering temperatuur” moeten plaatsen met de juiste categorie in het overwinteringsobject aanwezig zijn. Indien enkel minder of meer gebufferde plaatsen aanwezig zijn leidt dit tot een negatieve score. De beoordeling tot welke categorie een plaats behoort, gebeurt aan de hand van een tijdsreeks van temperatuurmetingen uitgevoerd met loggers over een volledig overwinteringsseizoen (oktober – mei). De beoordeling gebeurt tijdens koude perioden. Koude perioden zijn alle perioden waarbij de buitentemperatuur meerdere dagen beneden de opgegeven limiettemperatuur van de categorie was, inclusief en bij voorkeur perioden van meerdere dagen met aanhoudende vorst. De categorieën zijn:

Weinig gebufferd	Temperatuur zakt in koude perioden niet beneden -2°C
Matig gebufferd	Temperatuur zakt in koude perioden niet beneden 0°C
Goed gebufferd	Temperatuur zakt in koude perioden niet beneden 2°C
Sterk gebufferd	Temperatuur zakt in koude perioden niet beneden 7°C

- Microverblijven en hangplaatsen: voor de beoordeling van dit criterium moet via een plaatsbezoek nagegaan worden of er scheuren, kleine holten en gaten aanwezig zijn waarin de dieren kunnen wegkruipen. Deze kunnen van nature aanwezig zijn of kunstmatig zijn aangebracht, bijvoorbeeld door het ophangen van stenen met holten of andere constructies. Daarnaast moeten ook ruwheden aanwezig zijn waaraan de dieren zich kunnen vasthouden om vrij tegen de muur te hangen.
- Lichtverstoring: kunstmatige verlichting moet op de overwinteringsplaats afwezig zijn, na te gaan door een plaatsbezoek.

- Menselijke verstoring: menselijke verstoring moet afwezig zijn. Dit kan bijvoorbeeld door het afsluiten van het object of de onmiddellijke omgeving. Via een plaatsbezoek moet nagegaan worden of verstoring afwezig is en of eventueel daarvoor nodige maatregelen genomen zijn

Zomerverblijfplaats in gebouwen

- Structuur: na te gaan door een plaatsbezoek buiten de kolonieperiode.
- Invliegopening: na te gaan door een plaatsbezoek tijdens het uitvliegen.
- Vervuiling: het gebruik van toxische producten voor houtbehandeling moet nagegaan worden door bevraging bij eigenaars/beheerders.
- Verstoring door predatoren: dit moet bepaald worden d.m.v. een plaatsbezoek in de zomerperiode.
- Lichtverstoring buiten: dit kan bepaald worden d.m.v. een nachtelijk plaatsbezoek in de zomerperiode.

Jachtgebied

- Grootte & connectiviteit: de gebiedsgrootte en connectiviteit kan bepaald worden d.m.v. luchtfoto's gecombineerd met een plaatsbezoek. Een plaatsbezoek is nodig om te evalueren of potentiële gebieden die geselecteerd werden op luchtfoto voldoen aan de beschrijving van geschikt jachtgebied en of verbindingen ook reëel op terrein nog aanwezig zijn.
- Lichtverstoring: aanwezigheid van lichtverstoring moet bepaald worden d.m.v. een nachtelijk plaatsbezoek. Vermits lichtverstoring aanleiding geeft tot een negatieve beoordeling, mogen bij de bepaling van de grootte van het jachtgebied en van de connectiviteit enkel zones en routes meegeteld worden die vrij zijn van lichtverstoring.
- Menselijke verstoring: de doorsnijding van vliegroutes of foerageergebied door drukke wegen geldt als verstoring element. Indien de weg voorzien is van geleidende elementen om een veilige overstek mogelijk te maken en vleermuizen er naartoe te geleiden moet de weg niet als een doorsnijding worden beschouwd. Een weg is als druk te beschouwen vanaf 100 voertuigen per nacht (Medinas *et al.* 2013).

9.8.17.4 Opmerkingen

Als bij de referentie in de tabel GENERIEK wordt vermeld is dit een criterium dat in principe voor alle vleermuissoorten hetzelfde wordt toegepast. Een verantwoording hiervoor staat in het inleidend deel.

De indicatoren zijn dezelfde bij alle soorten. Als een indicator niet is ingevuld wordt dit criterium niet gebruikt bij deze soort.

9.8.17.5 Beoordeling grijze grootoorvleermuis

Criterium	Indicator	Gunstig	Ongunstig	Referenties
Kwaliteit leefgebied				
<i>Winterpopulatie (augustus - april)</i>				
Zwermgedrag aan winterverblijf	Lichtverstoring	Verlichting afwezig	Verlichting aanwezig	GENERIEK
	Menselijke verstoring	Verstoring met zekerheid afwezig	Verstoring niet met zekerheid afwezig	GENERIEK
Objecten als winterverblijfplaats	Buffering temperatuur	Weinig gebufferde plaatsen aanwezig	Weinig gebufferde plaatsen afwezig	Arthur & Lemaire 2009; Dietz <i>et al.</i> 2011; Webb <i>et al.</i> 1996; Schober & Grimmberger 1998
	Microverblijven en hangplaatsen	Hangplaten en holten, spleten en/of scheuren aanwezig	Hangplaten en holten, spleten en/of scheuren afwezig	Schober & Grimmberger 1998

criterium	Indicator	Gunstig	Ongunstig	Referenties
<i>Winterpopulatie (augustus - april) (vervolg)</i>				
Objecten als winterverblijfplaats	Lichtverstoring	Afwezig	Aanwezig	GENERIEK
	Menselijke verstoring	Verstoring met zekerheid afwezig	Verstoring niet met zekerheid afwezig	GENERIEK
	Foerageergebied	Jachtgebied en open water als drinkplaats aanwezig op minder dan 1 km van de overwinteringsplaats	Geen jachtgebied of open water als drinkplaats aanwezig op minder dan 1 km van de overwinteringsplaats	Gyselings et al. in prep.
<i>Zomerpopulatie (april-oktober)</i>				
Zomerverblijfplaats in gebouwen of andere antropogene structuren	Structuur	Wegkruipmogelijkheden achter balken aanwezig op verschillende hoogten en langs verschillende zijden. Verschillende temperatuurzones aanwezig. Tijdens de lactatieperiode steeds zones met dagtemperatuur > 20°C aanwezig	Zolder zonder wegkruipmogelijkheden, of zonder verschillende temperatuurzones, of te koud gedurende de lactatieperiode of geen grote vrije vliegruimte aanwezig	Arthur & Lemaire 2009; Boeckx & Verkem 2003; Buys & Vergoossen 1997; Fairon <i>et al.</i> 2003; Scheunert <i>et al.</i> 2010
	Vervuiling	Houtwerk niet behandeld met toxische producten	Houtwerk behandeld met toxische producten	GENERIEK
	Verstoring door katten als predator	Verblijf niet toegankelijk voor katten	Verblijf toegankelijk voor katten	GENERIEK
	Lichtverstoring binnen	Verblijfplaats niet kunstmatig verlicht	Verblijfplaats kunstmatig verlicht	GENERIEK
	Lichtverstoring buiten	Uitvliegplaats en verbinding met het omliggend landschap wel verlicht en geen gepaste mitigerende maatregelen aanwezig	Uitvliegplaats en verbinding met het omliggend landschap niet verlicht of gepaste mitigerende maatregelen aanwezig.	GENERIEK
	Menselijke verstoring	Geen menselijke aanwezigheid	Soms of regelmatig menselijke aanwezigheid	GENERIEK
Jachtgebied	Grootte	80 ha geschikt foerageergebied in een straal van 5 km rond de kolonie.	Minder foerageergebied aanwezig	Dietz <i>et al.</i> 2011
	Lichtverstoring	Vliegroutes en foerageergebieden niet kunstmatig verlicht of gepaste mitigerende maatregelen aanwezig	Vliegroutes en foerageergebieden wel kunstmatig verlicht en geen gepaste mitigerende maatregelen aanwezig	Lacoeuilhe <i>et al.</i> 2014
	Menselijke verstoring	Vliegroutes of jachtgebieden niet doorsneden door drukke wegen	Vliegroutes of jachtgebieden doorsneden door drukke wegen	Lesinski 2008

9.8.17.6 Literatuur

Arthur L. & Lemaire M. (2009). Les Chauves-souris de France, Belgique, Luxembourg et Suisse. Mèze: Biotope.

Ashrafi S., Rutishauser M., Ecker K., Obrist M.K., Arlettaz R. & Bontadina F. (2013). Habitat selection of three cryptic *Plecotus* bat species in the European Alps reveals contrasting implications for conservation. *Biodiversity and Conservation*, 22(12), 2751-2766.

Boeckx K. & Verkem S. (2003). Gewone Grootoorvleermuis / Grijze Grootoorvleermuis. In: Verkem S., De Maeseneer J., Vandendriesche B., Verbeylen G., Yskout S., 2003. Zoogdieren in Vlaanderen. Ecologie en verspreiding van 1987 tot 2002. Natuurpunt studie en JNM-zoogdierenwerkgroep, Mechelen/Gent.

Buys J.C. & Vergoossen W.G. (1997). Grijze grootoorvleermuis *Plecotus austriacus* (Fischer, 1829). In: Limpens H.J.G.A., Mostert K. & Bongers W. (ed.) Atlas van de Nederlandse Vleermuizen. KNNV uitgeverij, Utrecht, pp. 224-230.

Dietz C., Von Helversen O. & Nill D. (2011). Vleermuizen. Alle soorten van Europa en Noordwest-Afrika (P. H. C. Lina, Trans.). Utrecht: de Fontein|Tirion Uitgevers B.V.

Fairon J., Busch E., Petit T. & Schuiten M. (2003). Guide pour l'aménagement des combles et clochers des églises et d'autres bâtiments. Brochure technique (Vol. 4, pp. 80). Jambes: Institut royal des Sciences naturelles de Belgique, Groupement nature.

Gyselings R. & Van der Wijden B. (2014). Vleermuizen. In: Van Uytvanck J. & Goethals V. (red.) Handboek voor beheerders. Europese natuurdoelstellingen op het terrein Deel II. Soorten. Uitgeverij Lannoo, Tielt, pp. 297-320.

Lacoeuilhe A., Machon N., Julien J. F., Le Bocq A. & Kerbiriou C. 2014. The Influence of Low Intensities of Light Pollution on Bat Communities in a Semi-Natural Context. *Plos One*, 9, 8.

Lesinski G. (1986). Ecology of bats hibernating underground in Central Poland. *Acta Theriologica*, 31(37), 507-521.

Medinas D., Marques J.T. & Mira A. (2013). Assessing road effects on bats: the role of landscape, road features, and bat activity on road-kills. *Ecological Research*, 28(2), 227-237.

Razgour O., Hanmer J. & Jones G. (2011). Using multi-scale modelling to predict habitat suitability for species of conservation concern: The grey long-eared bat as a case study. *Biological Conservation*, 144(12), 2922-2930.

Rutishauser M.D., Bontadina F., Braunisch V., Ashrafi S. & Arlettaz R. (2012). The challenge posed by newly discovered cryptic species: disentangling the environmental niches of long-eared bats. *Diversity and Distributions*, 18(11), 1107-1119.

Scheunert A., Zahn A. & Kiefer A. (2010). Phenology and roosting habits of the Central European grey long-eared bat *Plecotus austriacus* (Fischer 1829). *European Journal of Wildlife Research*, 56(3), 435-442.

Schober W. & Grimmberger E. (1998). Gids van de vleermuizen van Europa. Tirion, Baarn.

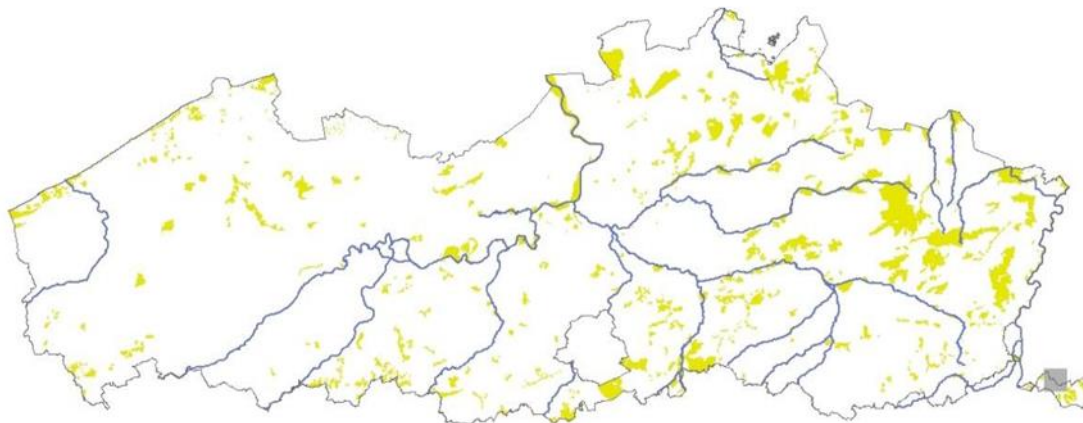
Sevcik M. (2003). Does wing morphology reflect different foraging strategies in sibling bat species *Plecotus auritus* and *P. austriacus*? *Folia Zoologica*, 52(2), 121-126.

9.8.18 Grote hoefijzerneus (*Rhinolophus ferrumequinum*)

9.8.18.1 Verspreiding

De grote hoefijzerneus is een zuidelijke soort. Vlaanderen ligt op de grens van het verspreidingsgebied.

Tot 1940 was er een kraamkolonie aanwezig in de Sint-Pietersberg. Daarna werden er uitsluitend solitaire exemplaren waargenomen. Enkel in het voorjaar van 1995 werd er een kleine groep (12 dieren) aangetroffen op een zolder in de Voerstreek. De zolder werd door restauratie van het gebouw ongeschikt als verblijfplaats en de dieren zijn verdwenen.



Figuur 48: Verspreiding van grote hoefijzerneus (grijs: zomerwaarnemingen, 5x5km-UTM-hokken, 1995) (bron: waarnemingen.be, Natuurpunt; databank Vleermuizenwerkgroep Natuurpunt; Zoogdierenwerkgroep JNM). Overwinterende grote hoefijzerneus werd in Vlaanderen nog niet waargenomen.

9.8.18.2 Leefgebied

9.8.18.2.1 Winterhabitat

Grote hoefijzerneuzen overwinteren hoofdzakelijk in diepe grotten of groeven. Ook in grote kelders worden ze al eens aangetroffen. Ze verblijven in de winterverblijven van september-oktober tot april (Van Vliet & Mostert 1997; Schober & Grimmberger 1998). In een literatuurstudie naar temperaturen waarbij grote hoefijzerneuzen overwinterend worden aangetroffen vonden Webb *et al.* (1996) gepubliceerde waarnemingen tussen 3 en 13°C. Deze studie maakt geen onderscheid tussen waarnemingen in optimale en suboptimale omstandigheden. Een optimaal temperatuurbereik, waarbij de dieren tijdens de winter niet teveel energie verliezen door ontwaken en verplaatsingen, is veel nauwer (Ovidiu 2008). De frequentie van wakker worden daalt bij de grote hoefijzerneus bij dalende temperatuur tot 6 °C en stijgt daarna. Dus ze slapen het langst bij 6°C. Rond die temperatuur, tussen 5 en 8,5°C worden ze om de 6 dagen wakker, bij hogere en lagere temperatuur elke dag. Ze selecteren de voordeligste frequentie van wakker worden in functie van hun voedingservaring, dus in functie van de buitentemperatuur. Ze overwinteren volgens deze studie bij temperaturen tussen 5 en 12°C met focus op temperaturen tussen 7 en 9°C (Ransome 1971). Andere bronnen vermelden vaak gelijkaardige temperaturen: 7 tot 10 of 11°C (Van Vliet & Mostert 1997; Verlinde 2003), al vermelden Ransome en Hudson (2000) 6 tot 8°C, en 5 tot 7°C later in de winter. Ook een hoge luchtvochtigheid is van belang (Lange *et al.* 1994; Verlinde 2003), al vond Ransome (1971) geen effect van luchtvochtigheid op het wakker worden bij een relatieve luchtvochtigheid tussen 76 en 100%.

Ze zijn tijdens de winter vaak 's nachts actief, en bezoeken aan het winterverblijf (met minimale verstoring) verhoogt deze activiteit niet, maar temperatuursverhogingen wel (Park *et al.* 1999). Ransome (1971) vond dat ze verstoord worden door nieuwe stimuli en gewend geraken aan herhaalde stimuli van licht en geluid, en dat ze sneller wakker worden in de schemering dan op andere momenten van de dag.

De grote hoefijzerneus is een uitgesproken standsoort. De afstand tussen winterverblijf en zomerverblijf is bij deze soort kort. Schober en Grimmberger (1998) geven een afstand aan van 20 tot 30 km, met een maximum tot 320 km. Ook andere bronnen spreken van afstanden tot 30 km (Arthur & Lemaire 2009; Dietz *et al.* 2011).

9.8.18.2.2 Zomerhabitat

Kolonies van de grote hoefijzerneus verblijven in het noorden van hun verspreiding, zoals in Vlaanderen, meestal op warme plaatsen zoals kerkzolders en in kerktorens (Dietz *et al.* 2011; Verlinde 2003; Schober & Grimmberger 1998; Fairon *et al.* 2003). Een hoge temperatuur in de kraamkolonie is zeer belangrijk voor de ontwikkeling van de jongen. Onder 25°C is de thermoregulatie laag en vanaf 40°C ervaren ze hittestress (Ransome & Hudson 2000). Vanaf 30°C hangen ze niet meer in groep en zoeken ze minder warme plekken op (Arthur & Lemaire 2009). De grote hoefijzerneus moet een grote invliegopening hebben die een directe vlucht naar de kolonieplaats toelaat (Arthur & Lemaire 2009; Verlinde 2003). Ze kiezen meestal een donkere kolonieplaats en mijden licht (Arthur & Lemaire 2009; Ransome & Hudson 2000). Als het gebouw waar ze verblijven, verlicht is, vliegen ze significant later uit (Boldogh *et al.* 2007). Verder is het belangrijk dat er geen menselijk gebruik is in de zolder waarin ze verblijven, dat renovaties er tijdens de winter gebeuren en zonder gebruik van schadelijke stoffen (Dietz *et al.* 2011).

9.8.18.2.3 Jachtgebied

De grote hoefijzerneus foerageert tot 5 km van de kolonie (Arthur & Lemaire 2009; Dietz *et al.* 2011; Schober & Grimmberger 1998). Verlinde (2003) geeft aan dat ze tot 10 km vliegen, maar dat er voor jonge dieren geschikte jachtgebieden moeten liggen binnen 1,5 km van de kolonie. Tussen kolonieplaats en jachtgebied verplaatsen de dieren zich uitsluitend langs opgaande lineaire landschapselementen (Arthur & Lemaire 2009; Dietz *et al.* 2011; Ransome & Hudson 2000; Verlinde 2003). In het voorjaar jaagt de soort bij voorkeur op kleine open plekken in loofbossen. Later op het seizoen verschuift de voorkeur naar de overgang tussen loofbos en permanente graslanden en naar hoogstamboomgaarden. In het najaar zijn kleinschalige, extensief begraasde weilanden het belangrijkste jachtgebied. Jonge dieren jagen in een straal van 1,5 km rond de kolonie, bij voorkeur in kleinschalige, extensief begraasde weilanden. De grote hoefijzerneus is dus gebonden aan kleinschalige landschappen met een hoge structuurrijkdom (Verlinde 2003, Flanders *et al.* 2009; Dietz *et al.* 2013). Ze mijdt urbane gebieden, akkers, vele typen loofbos, monoculturen van naaldhout, (Ransome & Hudson 2000; Arthur & Lemaire 2009). Grote Hoefijzerneus is lichtschuw. Bedreigingen voor deze soort zijn het gebruik van antiparasitaire geneesmiddelen voor vee en verlichting in hun jachtgebied (Dietz *et al.* 2011; Arthur & Lemaire 2009).

Vaak jaagt de grote hoefijzerneus vanaf een hangplaats: ze speurt haar omgeving af terwijl ze aan een tak hangt en vliegt naar een prooi zodra ze deze waarneemt. Dit doet ze vooral in de tweede helft van de nacht, bij een lage insectendichtheid (Dietz *et al.* 2011). De aanwezigheid van rustplaatsen (grotten, verlaten gebouwtjes, schuilplaatsen voor het vee, takken,...) op 4-6 km van de kolonieplaats, waar ze tijdens het nachtelijke jagen even kan rusten, blijkt ook zeer belangrijk te zijn (Arthur & Lemaire 2009).

De grootte van het jachtgebied varieert sterk naargelang de bron. Dietz *et al.* (2013) vermelden een leefgebied van 300 tot 6000 ha en 1-4 jachtgebieden voor een adult en 90-2500 ha met 1-3 jachtgebieden voor een jong. Volgens Ransome & Hudson (2000) gebruiken ze binnen een foerageergebied van 6-7 ha een kerngebied van gemiddeld 0,35 ha.

9.8.18.2.4 Voortplanting

Paring gebeurt van het najaar tot de lente op vaste paarplaatsen: op zolders, in kleine grotten, groeven, tunnels of kelders (Rossiter *et al.* 2000; Arthur & Lemaire 2009; Dietz *et al.* 2011; Schober & Grimmberger 1998). Volgens Flanders *et al.* (2009) zwermen ze niet, maar gebruiken ze in het najaar overgangsvluchten, die waarschijnlijk belangrijk zijn als paarplaatsen.

9.8.18.3 Methodiek

Zwermgedrag aan een winterverblijfplaats: de indicatoren voor zwermgedrag aan een winterverblijfplaats zijn van toepassing als zwermgedrag wordt vastgesteld. De zwermhabitat wordt beoordeeld op drie criteria die door een plaatsbezoek kunnen worden vastgesteld. Ten eerste moet kunstmatige verlichting op de zwermlocatie afwezig zijn. Ten tweede moet menselijke verstoring afwezig zijn. Bij de beoordeling hiervan moet nagegaan worden of daadwerkelijk maatregelen genomen zijn om menselijke verstoring te vermijden en of sporen van menselijke verstoring afwezig zijn. Dergelijke sporen kunnen er immers op wijzen dat de maatregelen niet effectief zijn. Ten derde moet worden nagegaan of eventuele maatregelen de vrije in- en uitvlucht van vleermuizen niet belemmeren (bv. afsluitingen die voor zwermende vleermuizen te gesloten zouden zijn).

Objecten als winterverblijf

- Buffering temperatuur: voor de beoordeling van de temperatuur van de overwinteringsplaats onderscheiden we vier categorieën van buffering. Om goed te scoren voor het criterium “buffering temperatuur” moeten plaatsen met de juiste categorie in het overwinteringsobject aanwezig zijn. Indien enkel minder of meer gebufferde plaatsen aanwezig zijn leidt dit tot een negatieve score. De beoordeling tot welke categorie een plaats behoort, gebeurt aan de hand van een tijdsreeks van temperatuurmetingen uitgevoerd met loggers over een volledig overwinteringsseizoen (oktober – mei). De beoordeling gebeurt tijdens koude perioden. Koude perioden zijn alle perioden waarbij de buitentemperatuur meerdere dagen beneden de opgegeven limiettemperatuur van de categorie was, inclusief en bij voorkeur perioden van meerdere dagen met aanhoudende vorst. De categorieën zijn:

Weinig gebufferd	Temperatuur zakt in koude perioden niet beneden -2°C
Matig gebufferd	Temperatuur zakt in koude perioden niet beneden 0°C
Goed gebufferd	Temperatuur zakt in koude perioden niet beneden 2°C
Sterk gebufferd	Temperatuur zakt in koude perioden niet beneden 7°C

- Microverblijven en hangplaatsen: voor de beoordeling van dit criterium moet via een plaatsbezoek nagegaan worden of er scheuren, kleine holten en gaten aanwezig zijn waarin de dieren kunnen wegkruipen. Deze kunnen van nature aanwezig zijn of kunstmatig zijn aangebracht, bijvoorbeeld door het ophangen van stenen met holten of andere constructies. Daarnaast moeten ook ruwheden aanwezig zijn waaraan de dieren zich kunnen vasthouden om vrij tegen de muur te hangen.
- Lichtverstoring: kunstmatige verlichting moet op de overwinteringsplaats afwezig zijn, na te gaan door een plaatsbezoek.
- Menselijke verstoring: menselijke verstoring moet afwezig zijn. Dit kan bijvoorbeeld door het afsluiten van het object of de onmiddellijke omgeving. Via een plaatsbezoek moet nagegaan worden of verstoring afwezig is en of eventueel daarvoor nodige maatregelen genomen zijn.

Zomerverblijfplaats in gebouwen

- Structuur: na te gaan door een plaatsbezoek buiten de kolonieperiode.
- Invliegopening: na te gaan door een plaatsbezoek tijdens het uitvliegen.
- Vervuiling: het gebruik van toxische producten voor houtbehandeling moet nagegaan worden door bevraging bij eigenaars/beheerders.
- Verstoring door predatoren: dit moet bepaald worden d.m.v. een plaatsbezoek in de zomerperiode.
- Lichtverstoring buiten: dit moet bepaald worden d.m.v. een nachtelijk plaatsbezoek in de zomerperiode.

Jachtgebied

- Grootte & connectiviteit: de gebiedsgrootte en connectiviteit moeten bepaald worden d.m.v. luchtfoto's gecombineerd met een plaatsbezoek. Een plaatsbezoek is nodig om te evalueren of potentiële gebieden die geselecteerd werden op luchtfoto voldoen aan de beschrijving van geschikt jachtgebied en of verbindingen ook reëel op terrein nog aanwezig zijn.
- Lichtverstoring: aanwezigheid van lichtverstoring moet bepaald worden d.m.v. een nachtelijk plaatsbezoek. Vermits lichtverstoring aanleiding geeft tot een negatieve beoordeling, mogen bij de bepaling van de grootte van het jachtgebied en van de connectiviteit enkel zones en routes meegeteld worden die vrij zijn van lichtverstoring.
- Menselijke verstoring: de doorsnijding van vliegroutes of foerageergebied door drukke wegen geldt als verstorend element. Indien de weg voorzien is van geleidende elementen om een veilige oversteek of bij voorkeur onderdoorgang mogelijk te maken en vleermuizen er naartoe te geleiden moet de weg niet als een doorsnijding worden beschouwd. Een weg is als druk te beschouwen vanaf 100 voertuigen per nacht (Medinas *et al.* 2013).

9.8.18.4 Opmerkingen

Als bij de referentie in de tabel GENERIEK wordt vermeld is dit een criterium dat in principe voor alle vleermuissoorten hetzelfde wordt toegepast. Een verantwoording hiervoor staat in het inleidend deel.

De indicatoren zijn dezelfde bij alle soorten. Als een indicator niet is ingevuld wordt dit criterium niet gebruikt bij deze soort.

9.8.18.5 Beoordeling grote hoefijzerneus

Criteria	Indicator	Gunstig	Ongunstig	Referenties
Kwaliteit leefgebied				
<i>Winterpopulatie (augustus - april)</i>				
Zwermgedrag aan winterverblijf	Lichtverstoring	Verlichting afwezig	Verlichting aanwezig	GENERIEK
	Menselijke verstoring	Verstoring met zekerheid afwezig	Verstoring niet met zekerheid afwezig	GENERIEK
Objecten als winterverblijfplaats	Buffering temperatuur	Sterk gebufferde plaatsen aanwezig	Sterk gebufferde plaatsen afwezig	Ransome 1971
	Luchtvochtigheid	> 75%	< 75%	Ransome 1971
	Microverblijven en hangplaatsen	Hangplaatsen aanwezig	Hangplaatsen afwezig	Schober & Grimmberger 1998
	Lichtverstoring	Afwezig	Aanwezig	GENERIEK
	Menselijke verstoring	Verstoring met zekerheid afwezig	Verstoring niet met zekerheid afwezig	GENERIEK
	Foerageergebied	Jachtgebied aanwezig op minder dan 1 km van de overwinteringsplaats	Geen jachtgebied aanwezig op minder dan 1 km van de overwinteringsplaats	GENERIEK
<i>Zomerpopulatie (april-oktober)</i>				
Zomerverblijfplaats in gebouwen of andere antropogene structuren	Structuur	Wegkruipmogelijkheden achter balken aanwezig op verschillende hoogten en langs verschillende zijden. Verschillende temperatuurzones aanwezig. Tijdens de lactatieperiode steeds zones met dagtemperatuur > 25°C aanwezig	Zolder zonder wegkruipmogelijkheden of zonder verschillende temperatuurzones of te koud gedurende de lactatieperiode of geen grote vrije vliegruimte aanwezig	Ransome & Hudson 2000
	Vervuiling	Houtwerk niet behandeld met toxische producten	Houtwerk behandeld met toxische producten	GENERIEK
	Verstoring door katten als predator	Verblijf niet toegankelijk voor katten	Verblijf toegankelijk voor katten	GENERIEK
	Lichtverstoring binnen	Verblijfplaats niet kunstmatig verlicht	Verblijfplaats kunstmatig verlicht	GENERIEK
	Lichtverstoring buiten	Uitvliegplaats en verbinding met het omliggend landschap wel verlicht en geen gepaste mitigerende maatregelen aanwezig	Uitvliegplaats en verbinding met het omliggend landschap niet verlicht of gepaste mitigerende maatregelen aanwezig.	GENERIEK

criterium	Indicator	Gunstig	Ongunstig	Referenties
<i>Zomerpopulatie (april-oktober) (vervolg)</i>				
Zomerverblijfplaats in gebouwen of andere antropogene structuren	Menselijke verstoring	Geen menselijke aanwezigheid	Soms of regelmatig menselijke aanwezigheid	GENERIEK
	Connectiviteit naar de omgeving	Kolonieplaats en omliggend landschap verbonden met opgaande landschapselementen	Kolonieplaats en omliggend landschap niet verbonden met verbonden met opgaande landschapselementen	Arthur & Lemaire 2009; Dietz <i>et al.</i> 2011; Ransome & Hudson 2000; Verlinde 2003
Jachtgebied	Grootte	Een netwerk van geschikt foerageergebied in een straal van 1,5 km rond de kolonie, dat zich verder uitstrekt tot 5 km rond de kolonie.	Geen netwerk van geschikt foerageergebied in een straal van 1,5 km rond de kolonie, of dat zich niet uitstrekt tot 5 km rond de kolonie.	Arthur & Lemaire 2009; Dietz <i>et al.</i> 2011; Ransome & Hudson 2000; Verlinde 2003
	Connectiviteit	Kolonieplaatsen en jachtgebieden goed verbonden met opgaande landschapselementen	Kolonieplaatsen en jachtgebieden niet goed verbonden met opgaande landschapselementen	Arthur & Lemaire 2009; Dietz <i>et al.</i> 2011; Ransome & Hudson 2000; Verlinde 2003
	Lichtverstoring	Vliegroutes en foerageergebieden niet kunstmatig verlicht of gepaste mitigerende maatregelen aanwezig	Vliegroutes en foerageergebieden wel kunstmatig verlicht en geen gepaste mitigerende maatregelen aanwezig	Arthur & Lemaire 2009; Dietz <i>et al.</i> 2011
	Menselijke verstoring	Vliegroutes of jachtgebieden niet doorsneden door drukke wegen	Vliegroutes of jachtgebieden doorsneden door drukke wegen	Lesinski 2008
	Vervuiling	Geen residu's van avermectines in meststoffen in een straal van 1,5 km rond de kolonie	Wel residu's van avermectines in meststoffen in een straal van 1,5 km rond de kolonie	EUROBATS 2010; Arthur & Lemaire 2009

9.8.18.6 Literatuur

Arthur L. & Lemaire M. (2009). Les Chauves-souris de France, Belgique, Luxembourg et Suisse. Mèze: Biotope.

Boldogh S., Dobrosi D. & Samu P. (2007). The effects of the illumination of buildings on house-dwelling bats and its conservation consequences. *Acta Chiropterologica*, 9(2), 527-534.

Dietz M., Pir J.B. & Hillen J. (2013). Does the survival of greater horseshoe bats and Geoffroy's bats in Western Europe depend on traditional cultural landscapes? *Biodiversity and Conservation*, 22(13-14), 3007-3025.

Dietz C., Von Helversen O. & Nill D. (2011). Vleermuizen. Alle soorten van Europa en Noordwest-Afrika (P. H. C. Lina, Trans.). Utrecht: de Fontein | Tirion Uitgevers B.V.

EUROBATS (2010). Impact on bat populations of the use of antiparasitic drugs for livestock. Resolution 6.15. Prague, Czech Republic, 20 – 22 September 2010. (Internet address: http://www.eurobats.org/documents/pdf/MoP6/record_MoP6/MoP6_RecordAnnex18-Res.6.15-Antiparasitic%20Drugs.pdf).

Fairon J., Busch E., Petit T. & Schuiten M. (2003). Guide pour l'aménagement des combles et clochers des églises et d'autres bâtiments. Brochure technique (Vol. 4, pp. 80). Jambes: Institut royal des Sciences naturelles de Belgique, Groupement nature.

- Flanders J., Jones G., Benda P., Dietz C., Zhang S., Li G., Sharifi M. & Rossiter S.J. (2009). Phylogeography of the greater horseshoe bat, *Rhinolophus ferrumequinum*: contrasting results from mitochondrial and microsatellite data. *Molecular Ecology*, 18(2), 306-318.
- Gyselings R. & Van der Wijden B. (2014). Vleermuizen. In: Van Uytvanck J. & Goethals V. (red.) Handboek voor beheerders. Europese natuurdoelstellingen op het terrein Deel II. Soorten. Uitgeverij Lannoo, Tielt, pp. 297-320.
- Lange R., Twisk P., van Winden A. & Van Diepenbeek A. (1994). Zoogdieren van West Europa. KNNV uitgeverij, Utrecht.
- Medinas D., Marques J.T. & Mira A. (2013). Assessing road effects on bats: the role of landscape, road features, and bat activity on road-kills. *Ecological Research*, 28(2), 227-237.
- Ovidiu P.I. (2008). hibernating *Rhinolophus ferrumequinum* in the comarnic cave (anina mountains, romania) – emerging patterns of microhabitat choice. Abstracts of the XIth European Bat Research Symposium, Cluj-Napoca.
- Park K.J., Jones G. & Ransome R.D. (1999). Winter activity of a population of greater horseshoe bats (*Rhinolophus ferrumequinum*). *Journal of Zoology*, 248, 419-427.
- Ransome R.D. (1971). The effect of ambient temperature on the arousal frequency of the hibernating Greater horseshoe bat, *Rhinolophus ferrumequinum*, in relation to site selection and the hibernation state. *Journal of Zoology*, 164(3), 353-371.
- Ransome R.D. & Hudson A.M. (2000). Action plan for the conservation of the greater horseshoe bat in Europe (*Rhinolophus ferrumequinum*) Nature and environment (Vol. No. 109, pp. 56 p.). Strasbourg: Council of Europe.
- Ransome R.D. & Hudson A.M. (2008). Action plan for the conservation of the greater horseshoe bat in Europe (*Rhinolophus ferrumequinum*).
- Rossiter S.J., Jones G., Ransome R.D. & Barratt E.M. (2000). Parentage, reproductive success and breeding behaviour in the greater horseshoe bat (*Rhinolophus ferrumequinum*). *Proceedings of the Royal Society B*, 267, 545-551.
- Schober W. & Grimmberger E. (1998). Gids van de vleermuizen van Europa. Tirion, Baarn.
- Van Vliet J.A. & Mostert K. (1997). Grote hoefijzerneus *Rhinolophus ferrumequinum* (Schreber, 1774). In: Limpens H.J.G.A., Mostert K. & Bongers W. (ed.) Atlas van de Nederlandse Vleermuizen. KNNV uitgeverij, Utrecht.

9.9 Zoogdieren – niet-Vleermuizen

9.9.1 Europese bever (*Castor fiber*)

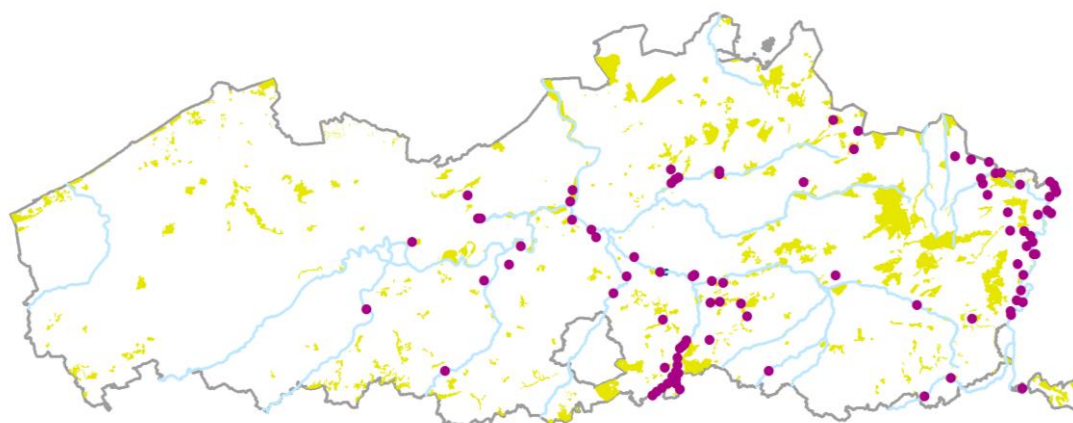
Siege Van Ballaert, Jim Casaer, Jan Stuyck & Koen Van Den Berge

9.9.1.1 Verspreiding

Tussen 1998 en 2000 werden een honderdtal bevers geherintroduceerd in Wallonië (Schwab & Schmidbauer 2002). Als gevolg hiervan werden in 2000 ook in Vlaams-Brabant bevers opgemerkt. In 2003 werd deze populatie aangevuld met 20 dieren, die werden uitgezet op een zestal locaties langs de Dijle en de Laan (Verbeylen 2003). Dit leidde tot een aanvankelijk beperkte populatie in het zuidelijke Dijlebekken (dat deel uitmaakt van het Scheldebekken). Daarnaast trad er ook dispersie op vanuit Nederlands Limburg naar het Vlaamse deel van de Maasvallei, waar in de periode 2002-2004 dieren waren uitgezet in het kader van een Nederlands herintroductieprogramma, (Kurstjens et al. 2009). Tegelijkertijd werden ook daar 22 dieren uitgezet (Swinen et al. 2017).

De bever beschikt over goede expansieve eigenschappen en een groot aanpassingsvermogen. Ook gebieden met minder geschikt geacht habitat werden door de bever ingenomen en barrières die vooraf als problematisch werden ingeschat, bleken op termijn toch te worden overwonnen (Stuyck et al. 2012). Zo heeft de soort zich inmiddels over heel Vlaanderen verspreid, met uitzondering van West-Vlaanderen. Desalniettemin vormt infrastructuur soms ernstige migratieknelpunten, gaande van kanalen zonder faunauitstapplaatsen tot sluizen, sifons en dergelijke. Op sommige plaatsen worden bevers gedwongen om het water te verlaten en drukke verkeersassen over te steken. Op bepaalde kanaaltrajecten verdrinken ze doordat ze niet meer uit het water geraken (Vlaamse Regering 2015).

Actueel onderscheiden we twee deelpopulaties: één in het Maasbekken en één in het Scheldebekken. Beiden zijn gewestgrensoverschrijdend met Wallonië; deze in het Maasbekken is ook landgrensoverschrijdend met Nederland. Waterscheidingen vormen in principe een duidelijke barrière voor disperserende dieren, maar in geval van Vlaanderen zijn de twee deelpopulaties artificieel met elkaar verbonden via het kanalenstelsel, waarlangs actueel slechts een zeer beperkte migratie plaatsvindt (Swinen 2015). Als we de Vlaamse beverpopulatie als één populatie willen beschouwen, is een spontane minimale migratie via de kanalen noodzakelijk. Volgens Swinen et al. (2017) telde de populatie begin 2017 120 territoria. Op basis hiervan kan de beverpopulatie begin 2017 geschat worden op 330-340 bevers (bron: gegevens Agentschap voor Natuur en Bos).



Figuur 49: Verspreiding van bever(territoria) in 2015 (bron: Agentschap van Natuur en Bos)

9.9.1.2 Leefgebied

Deze semi-aquatische zoogdieren leven in oeverbossen of langs waterlopen, meren, vijvers en moerassen waar verspreid voldoende bomen en struiken aanwezig zijn. Ze verkiezen plaatsen waar ze het ganse jaar door toegang hebben tot voldoende diep water of waar ze dit door het bouwen van dammen kunnen bereiken. De natuurlijke toename van de populatie wordt in hoge mate bepaald door de aanwezigheid van voldoende wintervoedsel.

Dieren leven typisch in familiegroepen bestaande uit het dominante ouderpaar, de nakomelingen van het voorgaande jaar en de jongen van hetzelfde jaar. Dispersie treedt typisch op van zodra de dieren seksueel volwassen zijn (op de leeftijd van 2 jaar), maar het komt voor dat deze dieren dispersie uitstellen en langer (tot een leeftijd van 7 jaar) in het ouderlijk territorium verblijven (Wilsson 1972; Busher 2007; Mayer et al. 2017).

De territoriumgrootte wordt meestal uitgedrukt als oeverlengte. Deze varieert tussen 0,5 en 12,8 km, maar ligt meestal rond 3-4 km (Heidecke 1984; Nolet & Rosell 1994; Campbell et al. 2005; Steyaert et al. 2015). De benodigde oeverlengte hangt af van de voedselbeschikbaarheid, maar het seizoen en de mate waarin het kolonisatieproces gevorderd is, hebben hier invloed op (Nolet & Rosell, 1994). Territoria worden afgebakend d.m.v. geurmerken en worden actief verdedigd (Rosell et al. 1998; Muller-Schwarze & Sun 2003).

9.9.1.3 Methodologie

Monitoringseenheid (d.i. duidelijk door barrières begrensde proefvlakken van 25-100 km oeverlengte (gebruikt in Naturschutz and Bund-LänderArbeitskreis (2015)): gezien de grote ruimtebehoefte van de bever is het zinvol om een volledig stroomgebied (= stroombekken) als monitorings- en beheereenheid te beschouwen. Waterscheidingen vormen in principe een duidelijke barrière voor disperserende dieren (Halley & Rosell 2002). Binnen Vlaanderen zijn de stroomgebieden evenwel via kanalen verbonden, waardoor de dieren van het ene in het andere stroomgebied kunnen terechtkomen. Populaties worden afzonderlijk gemonitord als er geen regelmatige uitwisseling is met andere populaties. Dat is het geval wanneer de afstand tussen beide populaties langs het water min. 100 km bedraagt of wanneer er barrières aanwezig zijn (Schnitter et al., 2006). Actueel wordt er uit voorzorgsprincipe vanuit gegaan dat Vlaanderen over twee deelpopulaties beschikt, eerder dan over één functioneel verbonden populatie. De LSVI-indicator metapopulatiegrootte wordt dus beoordeeld op bovenlokale schaal (**categorie 2**, zie Tabel 2).

Aanwezigheid: vaststellen van de aanwezigheid door karteren van bouwwerken, voedselvoorraden, dammen, vraatsporen en geurmerken (Schwab & Schmidbauer, 2009).

Populatiegrootte: door waarnemingen en tellingen van oudere dieren, jaarlingen en jongen in uitgekozen territoria (in combinatie met extrapolatie op basis van het aantal territoria).

Conditie en genetische diversiteit: om de genetische diversiteit te kunnen beoordelen en om na te gaan in welke mate er uitwisseling optreedt tussen de Schelde- en de Maaspopulatie, kunnen bij vangst van de dieren stalen genomen voor o.m. DNA-analyse. Door het opmeten van kenmerken zoals lichaamslengte, staartlengte, -breedte en -dikte, en de voortplantingstoestand kan een inschatting gemaakt worden van de conditie van de populatie. Dezelfde analyses kunnen toegepast worden op dode dieren die via het Marternetwerk werden binnengebracht.

Monitoringstijdstip en -frequentie: vooral tussen oktober en april speuren naar sporen van beveractiviteit; tellingen van dieren tussen augustus en de wintermaanden, minstens 2 keer per uitgekozen territorium tussen schemering en het invallen van de nacht (Rosell et al., 2006). In de periode februari-april is het terrein beter begaanbaar en zijn sporen goed zichtbaar door het ontbreken van bladeren aan de bomen en de afwezigheid van een hoge kruidlaag langs de oevers. Het begin van deze periode valt bovendien in de paartijd, wanneer o.a. de markeeractiviteit intensiever is (Rosell & Nolet, 1997).

9.9.1.4 Opmerkingen

Vlaanderen heeft voldoende potenties om een zelfstandige leefbare metapopulatie te huisvesten (Stuyck et al. 2012) en om het in het soortenbeschermingsprogramma voor bever vooropgestelde doel van 167 territoria (Vlaamse Regering 2015) te overschrijden (Swinnen et al. 2017). In 2003 kende de bever in Eurazië opnieuw een ruime verspreiding binnen het oorspronkelijke verspreidingsareaal. Hun aantal werd boven de 600.000 geschat. In 2010 bedroeg het aantal individuen reeds meer dan 1 miljoen exemplaren en was ook het verspreidingsareaal toegenomen (Halley et al. 2012).

In een eerste fase na introductie van de bever in een stroombekken zullen de dieren zich over grote afstanden verplaatsen en zich vestigen op de voor hun meest geschikte plaatsen. Neemt de populatie verder toe, dan nemen ze ook de tussenliggende plaatsen met minder geschikt habitat in. Verwacht mag worden dat vooral in deze tweede fase de bever zich ook op meer schadegevoelige plaatsen zal trachten te vestigen. Daardoor zullen meer conflicten optreden die preventieve en/of mitigerende maatregelen noodzakelijk maken. Swinnen et al. (2017) bevelen aan de resultaten van het soortendistributiemodel te gebruiken als beheertool om mogelijke risico's te evalueren en op kritieke locaties in te zetten op bijkomende monitoring of op preventieve maatregelen om een duurzame coëxistentie op lange termijn te realiseren. Het soortenbeschermingsprogramma voor bever omvat een afsprakenkader dat moet worden gevolgd bij het optreden van risico's. Er wordt in de literatuur gesteld dat in een latere fase de populatie weer zal afnemen door uitputting van de voedselvoorraad en verlating van de minder geschikte habitats (Halley & Rosell 2002). In 58 bestudeerde gebieden in Zweden werd de populatiegroei negatief gemiddeld 34 jaar na de eerste verschijning van de soort (Hartman 1994, 1995).

De Canadese bever *C. canadensis* is een soort die sterk lijkt op de Europese bever en slechts zeer minieme verschillen vertoont in levenscyclus, gedrag en ecologie. Dit suggereert een vrijwel volledige niche-overlap, wat kan leiden tot competitie tussen beide soorten, waarbij de ene de andere verdringt. De aanwezigheid van deze soort is dus niet wenselijk en in navolging van het voorzorgsprincipe is het aangewezen de soort op het Euraziatische continent uit te roeien (Parker et al. 2012). In 2006 werd de Canadese bever voor het eerst waargenomen in de grensstreek Wallonië-Duitsland-Luxemburg, allicht ten gevolge van ontsnappingen uit een Duitse zoo (Dewas 2012). In Vlaanderen werden nog geen individuen van *C. canadensis* aangetroffen (Swinnen 2015). Er zijn meerdere snelle en eenvoudige methoden beschikbaar om de soorten te onderscheiden (Rosell & Sun, 1999; McEwing et al. 2014).

9.9.1.5 Beoordeling bever

Indicator	Gunstig	Ongunstig	Referenties
Criterium: Toestand populatie			
Aantal bezette territoria per 10 km oever(waterloop)-lengte ⁽¹⁾ Of Per 25 km ² proefvlak i.g.v. stilstaande watercomplexen	≥0,5 Of ≥2	<0,5 Of <2	Naturschutz and Bund-LänderArbeitskreis (2015)
Populatiestructuur	in ≥10% van de waarnemingen zowel oude als jonge dieren gezien	in < 10% van de waarnemingen zowel oude als jonge dieren gezien of slechts één waarneming per jaar	Ministerium für Umwelt und Naturschutz (2004)
Populatieverlies	geen tot gering verlies door menselijke tussenkomst (verkeer, fuikvisserij, waterbouwwerken)	sterke verliezen door menselijke tussenkomst (illegale vervolging, honden, verkeer, fuikvisserij en waterbouwwerken)	Naturschutz and Bund-LänderArbeitskreis (2015)
Criterium: Kwaliteit leefgebied			
Landhabitat: wintervoedsel ⁽²⁾	in ≥ 40% van de oeverlengte goede tot optimale beschikbaarheid tot wintervoedsel	in < 40% van de oeverlengte van de geïnventariseerde locaties goede tot optimale beschikbaarheid tot wintervoedsel	Naturschutz and Bund-LänderArbeitskreis (2015)
Landhabitat: Gemiddelde breedte oeverzone voor beide oevers ⁽³⁾	≥10 m brede beboste of ongebruikte oeverzones	< 10 m brede beboste of ongebruikte oeverzones	Naturschutz and Bund-LänderArbeitskreis (2015)
Landhabitat: Oeverstructuur ⁽⁴⁾	kleiige, lemige of venige oevers met hoogte van ≥0,5 m en een helling van ≤ 80° oever hoogstens gedeeltelijk technisch verdedigd	zandige of stenige oevers met een hoogte van < 0,5 m hoog en een helling van > 80° oever technisch verdedigd	Macdonald <i>et al.</i> (1995) Naturschutz and Bund-LänderArbeitskreis (2015)
Waterhabitat: structuur ⁽⁵⁾ - Waterdiepte ⁽⁶⁾ - Breedte waterloop - Stroomsnelheid - Type vervuiling - Niveau vervuiling	0.7-6 m ≥ 2 m ≤ 1m/s Geen of organisch Geen tot gematigd	< 0.7 m, > 6 m < 2 m > 1 m/s Anorganisch Hoog	Macdonald <i>et al.</i> (1995) Swinnen (2015) Hartman and Tornlov (2006)

Indicator	Gunstig	Ongunstig	Referenties
Criterium: Kwaliteit leefgebied (vervolg)			
Waterhabitat: beheer	Nulbeheer of beheer volgens ecologische principes, hoogstens occasionele ruiming	Intensief beheer (verwijderen houtige opslag op oevers, uitdiepen, ruiming)	Naturschutz and Bund-LänderArbeitskreis (2015)

- ¹ Effectief geïnventariseerde oppervlakte/lengthe te vermelden om interpretatie bij extrapolatie mogelijk te maken.
- ² Wintervoedsel wordt gedefinieerd als bomen en struiken (met regeneratievermogen), voorkeur voor wilg, maar ook populier, els, berk en ander loofhout met $\varnothing \leq 20$ cm; niet geschikt: naaldhout en vlier (Macdonald et al. 1995). Oeverlengthe (~territoriumgrootte) o.m. afhankelijk van voedselbeschikbaarheid (~oeverbreedte)
- ³ In geval van sterk wisselende oeverbreedtes dient de mediaan gebruikt te worden, zodat er geen vertekend beeld bekomen wordt.
- ⁴ Onderzoek in Noorwegen heeft aangetoond dat oeversegmenten met een helling $> 36^\circ$ meestal niet gebruikt worden (Pinto et al., 2009)
- ⁵ Voor een stilstaande watercomplex zijn een aantal indicatoren niet van toepassing, met name stroomsnelheid en breedte waterloop. Een minimale waterdiepte van 0.7 m is evenwel een vereiste, al kan er binnen een stilstaand watercomplex meer (structuur)variatie optreden. De waterdieptes kunnen dus lokaal (midden van een meer, nabij een eilandje,...) afwijken van deze bereiken. Het watercomplex moet verder van die grootte zijn dat er voldoende oeverlengthe (gemiddeld rond 3-4 km (Heidecke 1984; Nolet & Rosell 1994; Campbell et al. 2005; Steyaert et al. 2015) beschikbaar is om een territorium te onderhouden.
- ⁶ Bij een waterpeil lager dan 0.68 m in een waterloop kunnen bevers een dam bouwen om zelf dit minimale waterpeil te realiseren (Swinnen 2015). Dit gaat echter niet op voor stilstaande watercomplexen. Naarmate de populatie uitbreidt, kan verwacht worden dat bevers zich meer en meer op waterlopen met een minimaal waterpeil van lager dan 0.7 m (bij afwezigheid van een dam) zullen vestigen. De minimale en maximale waterpeilen gelden jaarrond (Macdonald et al. 1995), maar met name het minimale waterpeil is van belang opdat de toegang tot het hol of de burcht onder water blijft. Uit praktische overwegingen kan er dus best in de zomermaanden een peilmeting gebeuren.

9.9.1.6 Literatuur

- Busher, P. (2007) Social Organization and Monogamy in the Beaver. In Rodent Societies (ed. by J. O. Wolff & P. W. Sherman), pp. 280-290. University of Chicago Press, Chicago and London.
- Campbell, R. D., Rosell, F., Nolet, B. A. & Dijkstra, V. A. A. (2005) Territory and group sizes in Eurasian beavers (*Castor fiber*): echoes of settlement and reproduction? Behavioral Ecology and Sociobiology, 58, 597-607.
- Dewas, M. (2012) Recovery and status of native and introduced beavers *Castor fiber* and *Castor canadensis* in France and neighbouring countries. Mammal Review, 42, 144-165.
- Halley, D., Rosell, F. & Saveljev, A. (2012) Population and Distribution of Eurasian Beaver (*Castor fiber*). Baltic Forestry, 18, 168-175.
- Halley, D. J. & Rosell, F. (2002) The Beaver's Reconquest of Eurasia: Status, Population Development and Management of a Conservation Success. Mammal Review, 32, 153-178.
- Hartman, G. (1994) Long-Term Population Development of A Reintroduced Beaver (*Castor Fiber*) Population in Sweden. Conservation Biology, 8, 713-717.
- Hartman, G. (1995) Patterns of spread of a reintroduced beaver *Castor fiber* population in Sweden. Wildlife Biology, 1, 97-103.
- Hartman, G. & Tornlov, S. (2006) Influence of watercourse depth and width on dam-building behaviour by Eurasian beaver (*Castor fiber*). Journal of Zoology, 268, 127-131.
- Heidecke, D. (1984) Untersuchungen zur Ökologie und Populationsentwicklung des Elbebibers, *Castor fiber albicus* Matschie, 1907, Teil 1. Biologische und populationsökologische Ergebnisse. Zoologische Jahrbücher Abteilung für Systematik, Ökologie und Biologie der Tiere, 111, 1-41.
- Kurstjens, G., Voskamp, P. & Meertens, H. (2009) Op weg naar een duurzame populatie bevers in Limburg. Natuurhistorisch Maandblad, 98, 4.

- Macdonald, D. W., Tattersall, F. H., Brown, E. D. & Balharry, D. (1995) Reintroducing the European Beaver to Britain: Nostalgic Meddling or Restoring Biodiversity? *Mammal Review*, 25, 161-200.
- Mayer, M., Kunzel, F., Zedrosser, A. & Rosell, F. (2017) The 7-year itch: non-adaptivemate change in the Eurasian beaver. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 71.
- McEwing, R., Frosch, C., Rosell, F. & Campbell-Palmer, R. (2014) A DNA assay for rapid discrimination between beaver species as a tool for alien species management. *European Journal of Wildlife Research*, 60, 547-550.
- Ministerium für Umwelt und Naturschutz L.u.V. (2004). Lebensräume und Arten der FFH-Richtlinie in Nordrhein-Westfalen - Beeinträchtigungen, Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen sowie Bewertung von Lebensraumtypen und Arten der FFH-Richtlinie in Nordrhein-Westfalen - Arbeitshilfe für FFH-Verträglichkeitsuntersuchungen. Rehms Druck, Borken.
- Muller-Schwarze, D. & Sun, L. (2003) *The beaver, natural history of a wetlands engineer*. Cornell University Press, Ithaka, London.
- Naturschutz, B. f. & Bund-LänderArbeitskreis. (2015) Bewertungsbögen der Säugetiere (ohne Fledermäuse) als Grundlage für ein bundesweites FFH-Monitoring. Bundesamt für Naturschutz (BfN) & Bund-LänderArbeitskreis (BLAK).
- Nolet, B. A. & Rosell, F. (1994) Territoriality and Time Budgets in Beavers During Sequential Settlement. *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne de Zoologie*, 72, 1227-1237.
- Parker, H., Nummi, P., Hartman, G. & Rosell, F. (2012) Invasive North American beaver *Castor canadensis* in Eurasia: a review of potential consequences and a strategy for eradication. *Wildlife Biology*, 18, 354-365.
- Pinto, B., Santos, M. J. & Rosell, F. (2009) Habitat selection of the Eurasian beaver (*Castor fiber*) near its carrying capacity: an example from Norway. *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie*, 87, 317-325.
- Rosell, F., Bergan, F. & Parker, H. (1998) Scent-marking in the Eurasian beaver (*Castor fiber*) as a means of territory defense. *Journal of Chemical Ecology*, 24, 207-219.
- Rosell, F. & Nolet, B. A. (1997) Factors affecting scent-marking behavior in Eurasian beaver (*Castor fiber*). *Journal of Chemical Ecology*, 23, 673-689.
- Rosell, F., Parker, H. & Steifetten, O. (2006) Use of dawn and dusk sight observations to determine colony size and family composition in Eurasian beaver *Castor fiber*. *Acta Theriologica*, 51, 107-112.
- Rosell, F. & Sun, L. X. (1999) Use of anal gland secretion to distinguish the two beaver species *Castor canadensis* and *C. fiber*. *Wildlife Biology*, 5, 119-123.
- Schwab, F. E. & Schmidbauer, M. (2009) Kartieren von Bibervorkommen und Bestandserfassung, pp. 23.
- Schnitter P., Eichen C., Ellwanger G., Neukirchen M. & Schröder E. (red.)(2006) Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFHRichtlinie in Deutschland.- Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Halle), Sonderheft 2.
- Steyaert, S., Zedrosser, A. & Rosell, F. (2015) Socio-ecological features other than sex affect habitat selection in the socially obligate monogamous Eurasian beaver. *Oecologia*, 179, 1023-1032.
- Stuyck J., Casaer J. & Mergeay J. (2012) Advies betreffende de grootte van een duurzame populatie bever (*Castor fiber*). Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. INBO.A.2012.147. Brussel: Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.
- Swinnen, K. R. R. (2015) The return of the European beaver (*Castor fiber*) in Flanders, Belgium: ecology and risk assessment. Universiteit Antwerpen, Antwerpen.
- Swinnen, K. R. R., Strubbe, D., Matthysen, E. & Leirs, H. (2017) Reintroduced Eurasian beavers (*Castor fiber*): colonization and range expansion across human-dominated landscapes. *Biodiversity and Conservation*, 1-14.

Verbeylen, G. (2003) The unofficial return of the European beaver (*Castor fiber*) in Flanders (Belgium). *Lutra*, 46, 123-128.

Vlaamse Regering (2015) Soortenbeschermingsprogramma voor de Europese bever (*Castor fiber*) in Vlaanderen.

Wilsson, L. (1972) Observations and experiments on the ethology of the European Beaver (*Castor fiber* L.). *Viltrevy*, 8, 115-166.

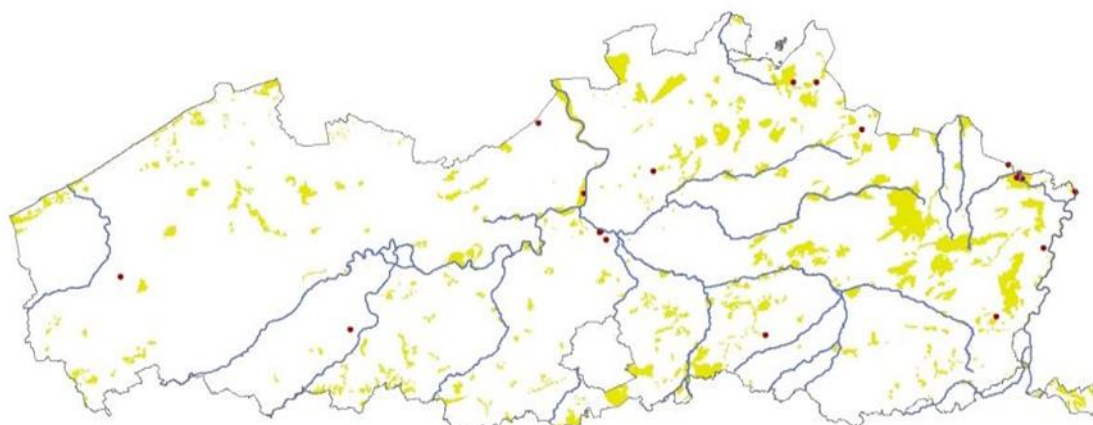
9.9.2 Otter (*Lutra lutra*)

Koen Van Den Berge & Jan Gouwy

9.9.2.1 Verspreiding

Over het voorkomen van de otter in Vlaanderen de laatste decennia, bestond geen echte duidelijkheid. De soort was tot midden vorige eeuw nog zowat gebiedsdekkend aanwezig, maar kende vervolgens een spectaculaire terugval. In populatieverband, d.i. met gekende permanente vestiging en voortplanting, werd de otter sinds eind de jaren '80 als uitgestorven beschouwd (Metsu & Van Den Berge 1987). Een analoge trend deed zich voor in de ons omringende landen. In enkele Belgisch-Ardense regio's konden evenwel, opmerkelijk, een aantal relictpopulaties standhouden (Libois 2006). Dit neemt niet weg dat er in Vlaanderen af en toe losse waarnemingen waren, die minstens de tijdelijke aanwezigheid van individuele dieren aantoonde.

Vanaf 2012 is het aantal waarnemingen in een stroomversnelling geraakt, mede op basis van de inzet van cameravallen als een nieuwe detectiemethode (Swinnen *et al.* 2012; Gouwy *et al.* 2012). Hoewel daarmee nog geen direct bewijs van lokale voortplanting werd geleverd, kan ervan uitgegaan worden dat de otter actueel met zekerheid opnieuw tot de Vlaamse fauna behoort. Zo duiden sequenties van onafhankelijke waarnemingen gespreid over meerdere weken in 2012 reeds op lokale vestiging zowel in Limburg als in Antwerpen. Ook in de Scheldevallei in het noorden van de provincie Oost-Vlaanderen blijken otters inmiddels met zekerheid gevestigd. In de winter van 2014-2015 werden er minstens twee en mogelijk drie verschillende dieren veelvuldig gefilmd en werd meermaals actief markeergedrag vastgesteld (Gouwy *et al.* 2015 / carnivorendatabank INBO).



Figuur 50: Verspreiding van otter (1990-2016) (gecoördineerde bron: Carnivorendatabank, INBO).

9.9.2.2 Leefgebied

Ideale otterbiotopen zijn gebieden waar visrijke waters in combinatie met structuurrijke en ruig begroeide oeverzones voorkomen. Als waterpartij komen in Vlaanderen zowel de grote rivieren met hun zijlopen en middelgrote beken in aanmerking, als kanalen, vijvers en moerasgebieden. Ervan uitgaand dat ca. 80% van het voedsel uit vis bestaat en een otter ongeveer 1 kg voedsel per dag eet, berekenen Mason & MacDonald (1986) dat een gemiddelde visproductie van 2.92 g/m² (29 kg/ha) nodig is om een otterpopulatie te kunnen dragen zonder dat het visbestand terugloopt. Rekening houdend met de populatiedynamiek van diverse vissoorten en de normale druk die uitgaat van andere vispredatoren stelt Criel (1990) dat een goed otterbiotoop gemiddeld tenminste 9 g/m² (90 kg/ha) vis dient te bevatten. Otters zijn daarbij gevoelig voor pollutanten, vooral PCB's, die via het voedsel kunnen worden geaccumuleerd. MacDonald & Mason (1994) stellen dat voor de langetermijnbescherming van de otterpopulatie de gehalten PCB's in vis 0,026 mg/kg versgewicht niet mogen overschrijden.

Het aanpalende landbiotoop dient vooral ruim te voorzien in voldoende dekking en rustzones. Het dient benadrukt dat de landcomponent minstens even essentieel is als de watercomponent. Goede schuilplaatsen zijn ruime, deels uitgespoelde wortelgestellen van grote bomen op rivieroever, grote beverburchten, brede rietzones, ruigtevegetaties en (doorn)struwelen (Van Den Berge & Gouwy 2012; Van Den Berge & Van Uytvanck 2014). Voor

een middelgroot territoriaal zoogdier met grote individuele leefgebieden (20-40 km oeverlengte of ruim 10 km² moerasgebied) is het opbouwen van minimumpopulaties slechts mogelijk op schaal van grotere regio's (bv. waterbekkens). De grootte van individuele leefgebieden varieert in functie van de kwaliteit en de ruimtelijke spreiding van de respectievelijke habitatcomponenten. Otters verplaatsen zich daarbij ook regelmatig over land, zonder noodzakelijkerwijs een waterloop te volgen.

9.9.2.3 Methodologie

Monitoringseenheid: de te monitoren ruimte zal in de regel de grenzen van een speciale beschermingszone overschrijden gezien de grote ruimtebehoefte van otters als territoriale, semi-aquatische soort. Monitoringseenheden kunnen daarom zinvoller samenvallen met een volledig stroomgebied, of een combinatie van grote delen van verschillende stroomgebieden. Nieuwe populaties of herkolonisatie worden steeds afzonderlijk gemonitord.

Aanwezigheid: voor het vaststellen van otteraanwezigheid bestaan verschillende benaderingen en methoden (Van Den Berge 2014). Het monitoren van otterpopulaties gebeurt in principe op landschapsschaal, waarbij via een steekproefmethode aanwezigheid of afwezigheid wordt geregistreerd. Door de IUCN-Otter-specialist-Group werd daartoe de ISOS-methode op punt gezet (Information System for Otter Survey). Daarbij wordt, op niveau van stroomgebieden, gebruik gemaakt van het 10 x 10 km UTM-raster, en wordt binnen elke rastercel éénmaal om de 5 à 6 jaar doelgericht via steekproeflocaties gezocht naar de soort (Reuther *et al.* 2000). Als bewijs voor de aanwezigheid van de otter gelden enkel uitwerpselen (spraints) en pootafdrukken in modder of sneeuw.

Hoewel deze gestandaardiseerde ISOS-methode toelaat grotere regio's onderling te vergelijken en trends op te sporen, is zij weinig geschikt om gebieden te monitoren waar slechts zwervende dieren voorkomen of waar de populatiedichtheid (nog) zeer gering is, zoals in rekolonisatiegebieden. Het is derhalve niet zinvol deze methode actueel gebiedsdekkend te gaan toepassen in Vlaanderen. De aandacht kan beter beperkt worden tot regio's waar otteraanwezigheid mogelijk wordt geacht op basis van zowel actuele gebiedsgeschiktheid en geografische situering, als vermoeden van (ook zelfs tijdelijke) aanwezigheid door toevallige, betrouwbare waarnemingen. Dergelijke regio's kunnen dan als referentiegebieden worden beschouwd in de zin zoals bedoeld door Teubner *et al.* (2003), met een oppervlakte van minimum 200 km². In dergelijke omstandigheden kan de methode beter ook worden verfijnd, waarbij lokaal wordt ingezoomd via een fijner raster (5 x 5 km, of 2.5 x 2.5 km), en de frequentie van terreinbezoeken wordt verhoogd (jaarlijks). Tegelijk kunnen in dergelijke regio's de kansen, om daadwerkelijke bewijzen van otteraanwezigheid te vinden, worden verhoogd door specifieke terreinsituaties te selecteren die optimaal zijn voor het veldwerk (o.a. nabij bruggen), alsook door maximaal gebruik te maken van periodes met sneeuw (cf. Collectif 2007).

Potentiële vondsten van dode dieren gelden als bijzonder belangrijk, waarbij op basis van leeftijd, conditie en voortplantingstoestand van een individueel dier informatie kan bekomen worden over de populatietoestand in termen van mogelijke vestiging en voortplanting. Tegelijk kunnen diverse stalen verzameld worden, o.a. DNA voor populatie-genetisch onderzoek (cf. Koelewijn *et al.* 2010; Gouwy *et al.* 2013).

Ad hoc-inzet van cameravallen, of 'bijvangst' bij zoekinspanningen voor bever, kan bevestigende of bijkomende informatie opleveren, waaronder mogelijk ook vaststelling van voortplanting wanneer meerdere dieren samen in beeld komen. De toepassing ervan kan zich daarbij vooral richten op wissels in waterrijke habitats; het gebruik van lokstoffen is voor otter nauwelijks of niet werkzaam.

Verder kunnen toevallige zichtwaarnemingen van levende dieren of vondsten van sporen (prenten, spraints) belangrijke aanwijzingen zijn.

Monitoringstijdstip en -frequentie: aangezien otters van nature een zeer geringe populatiedichtheid hebben (grote individuele leefgebieden) en zij zich vermoedelijk actueel in de fase van beginnende rekolonisatie bevinden, dient voor het veldwerk gefocust te worden op de beste periode voor zowel het vinden van spraints, als eventuele sneeuwsporen. Omdat langere sneeuwperiodes in Vlaanderen zelden voorkomen en overigens sowieso geheel onvoorspelbaar en dus moeilijk planbaar zijn, biedt monitoring op basis van het zoeken naar spraints het enige alternatief. De beste periode daarvoor is enerzijds november en anderzijds februari-maart (Collectif 2007).

Metapopulatiegrootte: de otter beschouwen we in principe binnen **categorie 3**, maar aangezien de verspreiding in Vlaanderen en aangrenzende gebieden (Nederland, Duitsland, Luxemburg) niet aaneengesloten is met andere

regio's in Europa beoordelen we de Vlaamse populatie binnen **categorie 2** (net als Europese bever). Dit geeft aanleiding tot grenswaarden voor de RSVI. Dieren zijn geslachtsrijp op 2-3 jaar, maar de overleving van adulten is zeer laag (0.5 per jaar; Chanin 2003a), waardoor de geschatte generatieduur slechts 4 jaar is. Dit geeft een metapopulatiecriterium $N_{e95}=244$, of een totale adulte populatiegrootte van 2438 dieren voor de regio België, Nederland, Luxemburg en NW-Duitsland. Vlaanderen dekt c. 1/6 van dit areaal, waardoor we het aandeel van Vlaanderen voor een gunstige populatietoestand vanuit genetisch aspect kunnen zetten op een adulte populatiegrootte van ca 400 individuen.

9.9.2.4 Beoordeling otter

Nadat veel otterpopulaties aanvankelijk door menselijk ingrijpen bijna verdwenen waren, vormen watervervuiling, contaminatie van de voedselketen, habitatverlies en verkeerssterfte nu de grootste bedreigingen. Plaatselijk stellen zich ook nog specifieke problemen, zoals verdrinking in visuiken.

Essentieel ten aanzien van een territoriale soort met bijzonder grote individuele ruimtebehoefte, is de noodzakelijk landschappelijke schaal waarop een levensvatbare populatie zich moet kunnen ontwikkelen. Omdat de maximale draagkracht van goede regio's snel bereikt wordt, dienen dergelijke populatiekernen in duurzame verbinding te staan met andere kernen – ook over de lands- of regiogrenzen heen – opdat inteelt vermeden wordt. In dat verband is de hoge verkeerssterfte van migrerende dieren een probleem in Nederland (Koelewijn *et al.* 2010; Kuiters *et al.* 2014). Het is duidelijk dat deze problematiek zich ook in Vlaanderen stelt. Gelet op de actuele aanwijzingen voor een rekolonisatie, kunnen de criteria zoals gegeven door Dolch & Teubner (2006) als richtinggevend worden beschouwd voor de kansen tot herstel.

Indicator	Gunstig	Ongunstig	Referenties
Criterium: Toestand populatie			
Aanwezigheid/verspreiding op Vlaams niveau (naar IUCN methodologie), % positieve steekproeven	> 50%	< 50%	Reuther <i>et al.</i> 2000; Chanin 2003b; Teubner <i>et al.</i> 2003
Lokaal (per SBZ), % positieve controlepunten	En/of > 70%	En/of < 70%	Reuther <i>et al.</i> 2000; Chanin 2003b; Teubner <i>et al.</i> 2003
Reproductie ⁽¹⁾	Meer dan één bewijs van reproductie min. om de 6 jaar	Geen bewijs van reproductie of om de > 6 jaar	Chanin 2003b; Liles 2003
Populatiestructuur (via vondsten van dode dieren)	Typische piramidestructuur ⁽²⁾ van leeftijdsopbouw	Afwijkende leeftijdsstructuur van verkeersslachtoffers	Heggberget 1998; Madsen <i>et al.</i> 1999
Metapopulatiegrootte (aandeel Vlaanderen)	>400 adulte dieren	<400 adulte dieren	Mergeay 2012
Criterium: Kwaliteit leefgebied			
Oppervlakte met samenhangende oppervlaktewateren die door de otter als habitat gebruikt kunnen worden ⁽³⁾	> 7 500 km ² ⁽⁶⁾	< 7 500 km ²	Mason 1989; Kalkhoven <i>et al.</i> 1995; Anon. 1996; Chanin 2003a; Liles 2003; Jacques <i>et al.</i> 2005; Libois 2006
Aantal kruisingen met wegen per km waterloop van 1 ^{ste} of 2 ^{de} categorie ⁽⁴⁾	< 0.5	> 0.5	Körbel 1994; Madsen 1996

Indicator	Gunstig	Ongunstig	Referenties
Criterium: Kwaliteit leefgebied (vervolg)			
Aandeel kruisingen met wegen die met speciale otterbeschermende maatregelen ⁽⁵⁾ uitgerust zijn	> 75%	< 75%	Körbel 1994; Madsen 1996
Fuikenvisserij	Geen of (gedeeltelijk) met otterbeschermende maatregelen ⁽⁵⁾	Zonder otterbeschermende maatregelen ⁽⁵⁾	Anon. 1996; Jacques <i>et al.</i> 2005; Poole <i>et al.</i> 2007; Wansink 2007
Waterbouwkundige werken (belang van semi-aquatische soorten in acht genomen)	In acht genomen via bindende bepalingen, evt. enkel binnen beschermde zones	Onregelmatig of niet in acht genomen	Anon. 1996; Chanin 2003a; Jacques <i>et al.</i> 2005
Gemiddelde visbiomassa (kwantitatief)	> 90 kg/ha	< 90 kg/ha	Mason & MacDonald 1986; Criel 1996
Kwaliteit hoofdvoedsel (vis)	PCB-gehalte in vis maximaal 0.026 mg/kg versgewicht	PCB-gehalte in vis meer dan 0.026 mg/kg versgewicht	MacDonald & Mason 1994

¹ ook op basis van vondst van dode dieren

² relatief hoog aandeel éénjarige dieren en relatief hoog aandeel van dieren tussen 4 en 10 jaar oud; er moet wel rekening mee gehouden worden dat de verhoudingen tussen de leeftijden van de gevonden dode dieren mogelijk niet representatief zijn voor de werkelijke verhoudingen in de populaties.

³ aangrenzend landbiotoop en grensoverschrijdende gebieden worden hierbij mee in beschouwing genomen; er moet benadrukt worden dat er een evenwichtige balans moet zijn tussen water- en landhabitat met voldoende kwaliteit (zie paragraaf "Leefgebied" hierboven).

⁴ met uitzondering van bruggen over waterlopen met een breedte van > 50 m

⁵ hieronder worden alle maatregelen verstaan die het verongelukken van otters vermijden.

⁶ Bij toetsing met het metapopulatie-doel voor Vlaanderen van 400 otters, op basis van genetische criteria, blijkt een individuele home range 18km² te bedragen. Dat komt goed overeen met literatuurdata (Chanin 2003a: 14-25 km²).

9.9.2.5 Literatuur

Anon. (1996). Seminar on the conservation of the European otter (*Lutra lutra*), Leeuwarden, the Netherlands, 7-11 june 1994. Environmental encounters, No. 24, Council of Europe Publishing, 239 p.

Chanin P. (2003a). Ecology of the European Otter. Conserving Natura 2000 Rivers Ecology Series No 10, English Nature, Peterborough.

Chanin P. (2003b). Monitoring the Otter *Lutra lutra*. Conserving Natura 2000 Rivers Monitoring Series No. 10, English Nature, Peterborough.

Collectif (2007). Restauration des habitats de la loutre en Belgique et au Grand-Duché de Luxembourg. Site internet du Projet LIFE Loutre : <http://www.loutres.be/>

Criel D. (1996). Een toekomst voor de otter. Adviezen voor het ecologisch beheer van waterlopen. Dierenpark Planckendaal / AMINAL, Muizen.

Dolch D. & Teubner J. (2006). Kriterien zur Bewertung des Erhaltungszustandes der Populationen des Fischotters *Lutra lutra* (LINNAEUS, 1758). In: Schnitter P., Eichen C., Ellwanger G., Neukirchen M. & Schröder E. (2006). Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland. p. 346-347. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Halle). Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt in Zusammenarbeit mit dem Bundesamt für Naturschutz, Halle (Saale).

Gouw J., Van Den Berge K., Berleengee F. & Vansevenant D. (2012). Otter doodgereden op E313 in Ranst, in Willebroek nog altijd een otter aanwezig (provincie Antwerpen). INBO-Marternieuws 9, december 2012, <https://www.inbo.be/nl/publicatie/marternieuws-van-het-inbo-4>.

Gouwy J., Van Den Berge K., Berlesee F. & Vansevenant D. (2013). Resultaten DNA-analyses otter. INBO-Marternieuws 11, juli 2013, <https://www.inbo.be/nl/publicatie/marternieuws-van-het-inbo-2>

Gouwy J., Van Den Berge K., Berlesee F. & Vansevenant D. 2015. Otters gevestigd in de noordelijke Zeescheldevallei. INBO-Marternieuws 17, januari 2015, <https://www.inbo.be/nl/publicatie/marternieuws-van-het-inbo-14>

Heggberget T.M. (1998). Gross anatomy of female reproductive organs from Eurasian Otters (*Lutra lutra*) in different stages of the reproductive cycle. Proc. VIIIth International Otter Colloquium, IUCN Otter Spec. Group Bull. 19: 107-114.

Jacques H., Leblanc F. & Moutou F. (éds) (2005). Conservation de la Loutre. Société Française pour l'Etude et la Protection des Mammifères, XXVIIème Colloque Francophone de Mammalogie, Limoges, 200 p.

Koelewijn H.P., Pérez-Haro M., Jansman H.A.H., Boerwinkel M.C., Bovenschen J., Lammertsma D.R., Niewold F.J.J. & Kuiters A.T. (2010). The reintroduction of the Eurasian otter (*Lutra lutra*) into the Netherlands: hidden life revealed by noninvasive genetic monitoring. Conservation Genetics 11: 601-614.

Körbel O. (1994). Hindering Otter *Lutra lutra* road kills, Part 1. IUCN Otter Spec. Group Bull. 10: 14-20.

Kuiters L., Lammertsma D., Jansman H. & Niewold F. (2014). Sterke toename verkeerssterfte otters – extra maatregelen dringend noodzakelijk. Zoogdier 25 (4): 10-12.

Kurstjens G., Beekers B., Jansman H. & Bekhuis J. (2009). De terugkeer van de otter in het riviereengebied. Kurstjens Ecologisch Adviesbureau, ARK Natuurontwikkeling & Alterra Wageningen, rapport 2009.05, 62 p.

Lafontaine L. & Liles G. (2002). Traffic mortalities of the Otter and road-passes: a Database. IUCN Otter Spec. Group Bull. 19 (1): 21-24.

Lammertsma D.R., Kuiters A.T., Niewold F.J.J., Jansman H.A.H., Koelewijn H.P., Perez-Haro M.I., Boerwinkel M.C. & Bovenschen J. (2008). Het gaat goed met de otter. Zoogdier 19 (2): 3-5.

Libois R. (2006). Les mammifères non volants de la Région Wallonne : tendances des populations. Dossier scientifique réalisé dans le cadre de l'élaboration du Rapport analytique 2006 sur l'Etat de l'Environnement wallon. Unité de Recherches zoogéographiques, Université de Liège, 127 p.

Liles G. (2003). Otter Breeding Sites. Conservation and Management. Conserving Natura 2000 Rivers Conservation Techniques Series No. 5. English Nature, Peterborough.

MacDonald S. & Mason C. (1994). Status and conservation needs of the otter (*Lutra lutra*) in the western Palearctic. Strasbourg, Council of Europe, Nature and Environment 67, 54 pp.

Madsen A.B. (1996). Otter *Lutra lutra* mortality in relation to traffic, and experience with newly established fauna passages at existing road bridges. Lutra 39 (2): 76-90.

Madsen A.B., Dietz H.H., Henriksen P. & Clausen B. (1999). Survey of Danish free living Otters *Lutra lutra* – a consecutive collection and necropsy of dead bodies. IUCN Otter Specialist Group Bulletin 16 (2) : 65-75.

Mason C.F. (1989). Water pollution and Otter distribution: a Review, Lutra 32, 97-131.

Mason C.F. & MacDonald S. (1986). Otters. Ecology and Conservation. Cambridge University Press, Cambridge.

Mergeay J. (2012). Afwegingskader voor de versterking van populaties van Europees beschermde soorten. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. (INBO.A.2012.141), Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Niewold F.J.J., Lammertsma, D.R., Jansman H.A.H. & Kuiters A.T. (2003). De otter terug in Nederland; Eerste fase van de herintroductie in Nationaal Park De Weerribben in 2002. Alterra-rapport 852, Alterra, Wageningen.

Metsu I. & Van Den Berge K. (1987). De Otter in Vlaanderen. Rapport II Nationale Campagne Bescherming Roofdieren, Gavere, 140 p + kaartbijlagen.

Poole W.R., Rogan G. & Mullen A. (2007). Investigation into the impact of fyke nets on Otter populations in Ireland Irish Wildlife Manuals, No. 7. National Parks and Wildlife Service, Department of Environment, Heritage and Local Government, Dublin, Ireland.

Reuther C., Dolch D., Green R., Jahrl J., Jefferies D., Krekemeyer A., Kucerova A., Madsen A.B., Romanowski J., Roche K., Ruizolmo J., Teubner J. & Trindade A. (2000). Surveying and monitoring distribution and population trends of the Eurasian otter (*Lutra lutra*). Guidelines and Evaluation of the Standard Method for Surveys as recommended by the European Section of the IUCN/SSC Otter Specialist Group. Habitat 12: 1-148.

Rosoux R., de Bellefroid M-d-N. & Tournebize T. (2006). La Loutre dans le Parc naturel régional de la Forêt d'Orient, Article publié dans le Courrier scientifique du Parc n°30. Naturelle, novembre 2006 n° 1: 31-33.

Swinen K., Vercayie D. & Van Den Berge K. (2012). De otter is weer terug in Vlaanderen. Zoogdier 23 (3): 13-15.

Teubner J., Teubner J. & Dolch D. (2003). Fischottermonitoring im Land Brandenburg - Entwicklung und gegenwärtige Umsetzung an ausgewählten Beispielen. In: Stubbe M. & Stubbe A. p. 213-221. Methoden feldökologischer Säugetierforschung.

Van Den Berge K. & De Pauw W. (2003). Otter *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758). In: Verkem S., De Maeseneer J., Vandendriessche B., Verbeylen G. & Yskout S. (2003). Zoogdieren in Vlaanderen. Ecologie en verspreiding van 1987 tot 2002. Natuurpunt Studie en JNM-Zoogdierenwerkgroep, Mechelen & Gent, België.

Van Den Berge K. & Gouwy J. (2012). Dagrustplaatsen bij middelgrote roofdieren. Natuur.focus 11 (2): 62-73.

Van Den Berge K. (2014). Blauwdruk zoogdieren : roofdieren. In : de Knijf G., Westra T., Onkelinx T., Quataert P. & Pollet M. (red.). Monitoring Natura 2000-soorten en overige soorten prioritair voor het Vlaamse beleid. Blauwdrukken soortenmonitoring in Vlaanderen. Rapport Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO), INBO.R.2014.2319355. Brussel, pp. 222-241.

Van Den Berge K. & Van Uytvanck J. (2014). Dieren van grote riviervalleien. In : Van Uytvanck J. & Goethals V. (reds.), Handboek voor beheerders, Europese natuurdoelstellingen op het terrein, Deel II. Soorten. INBO/Lannoocampus, Brussel/Leuven.

Vercayie D., Herremans M., Verbeylen G., Verbelen D., Lambrechts J., Smets L., Degraeve K., Rodts J., Gielen K. & Vanreusel W. (2012). Monitoring van verkeersslachtoffers langs Vlaamse wegen: "Dieren onder de wielen". Rapport van de Vlaamse overheid – Departement Leefmilieu, Natuur en Energie, Natuurpunt Studie vzw en Vogelbescherming Vlaanderen vzw. België.

Wansin D. (2007). De Otter, Leefwijze en Ecologie. <http://www.vzz.nl/soorten/otter/otter-ecologie.html>

9.9.3 Europese hamster (*Cricetus cricetus*)

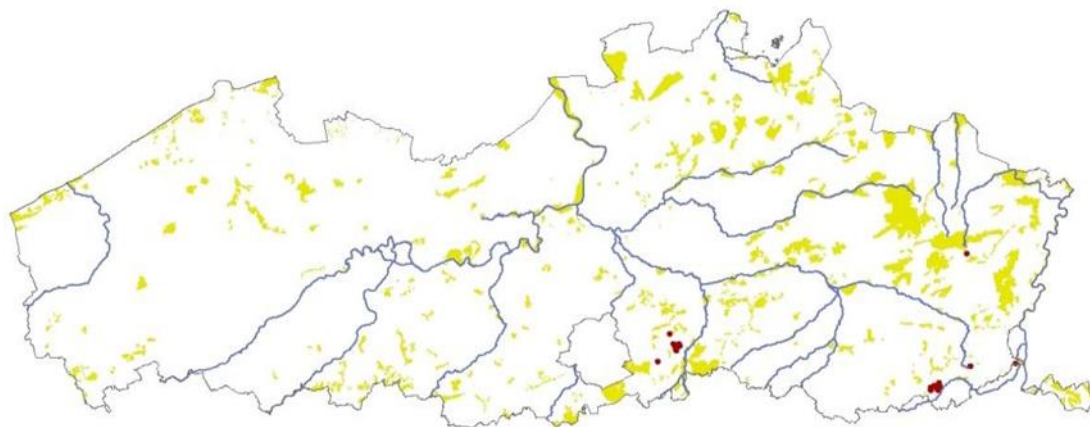
Van Den Berge Koen & Dries Adriaens

9.9.3.1 Verspreiding

In Europa komen twee ondersoorten voor. De oostelijke vorm (*C. cricetus cricetus*) is wijd verspreid in Tsjechië, Slowakije, Polen, Hongarije en Bulgarije, terwijl de westelijke vorm (*C. cricetus canescens*) slechts voorkomt op een erg kleine oppervlakte in België, Nederland en Duitsland. Vanouds is de verspreiding van de hamster in Vlaanderen beperkt tot de leemgordel in oostelijk Vlaams-Brabant en het zuiden van Limburg, gewestgrensoverschrijdend met het noorden van Waals-Brabant en Luik (Mercelis 2003). Geleidelijk raakte de effectieve bezetting van dit historisch areaal steeds ijler. Rond de eeuwwisseling werden in Vlaanderen nog vier onderling geïsoleerde populaties onderscheiden. Voor Vlaams-Brabant betrof het enerzijds Bertem en anderzijds Hoegaarden–Landen, voor Limburg enerzijds het min of meer aaneengesloten Haspengouwse gebied van Heers–Tongeren–Bilzen–Riemst, en anderzijds Voeren.

In de daaropvolgende jaren (situatie 2007–2008) konden, ondanks gerichte zoekinspanning, geen aanwijzingen van voorkomen meer worden gevonden in de gebieden Hoegaarden–Landen en Voeren, terwijl het Haspengouwse gebied verder verbrokkelde tot enerzijds Heers–Tongeren (Widooie) en anderzijds Bilzen–Riemst (Hens *et al.* 2006; Reekmans 2008; Verbeylen & Hens 2008). Zowel in het gebied Bertem als Widooie werden in het kader van een restockingsproject van het ANB vanaf 2007 enkele tientallen dieren uitgezet.

In 2013 werden in Bertem geen aanwijzingen meer gevonden voor aanwezigheid van hamsters (med. Zoogdierenwerkgroep Natuurpunt), terwijl de situatie in Bilzen–Riemst onduidelijk is. In het Waalse grensgebied, waar Libois (2006) de soort eerder nog als voorkomend noteerde, wordt zij thans als vermoedelijk uitgestorven beschouwd (Gouvernement de la Fédération Wallonie-Bruxelles s.d.). Actueel komt de hamster in België aldus enkel in het deelgebied Widooie (Limburg) met zekerheid in populatieverband nog voor.



Figuur 51: Verspreiding van hamster (2002- 2014) (bronnen: waarnemingen.be, Natuurpunt). Let wél: recentelijk (2017) is het voorkomen van de soort enkel nog in Widooie (Limburg) bevestigd.

9.9.3.2 Leefgebied

De hamster prefereert als leefgebied open akkergebieden, vooral met granen zoals rogge, tarwe, gerst of haver, maar ook met bieten en koolzaad. Essentieel voor een voldoende populatiegroei is voldoende dekking in het gehele activiteitsseizoen (La Haye *et al.* 2014). Daarnaast komt het dier ook voor in kruidenrijke perceelranden. De geschiktheid van de habitat wordt bepaald door technische aspecten van het akkerbeheer, zoals ondiep ploegen, specifieke gewaskeuze (voedsel en dekking), een hamstervriendelijke oogsttechniek en -periode, en een fijnmazige percelering met ruige overhoekjes en kruidenrijke randen, mozaïekmatig ingebed in een ruimer landschap. In Vlaanderen zijn de leefgebieden gelegen op substraatloze, goed gedraineerde leembodems, waarin de dieren gemakkelijk burchten kunnen uitgraven zonder risico op instorten. Elk dier bouwt een eigen burcht die bestaat uit een nestkamer en een voorraadkamer, verbonden door talrijke horizontale gangen die tot 2 m diep kunnen gaan.

Het territorium is doorgaans niet groter dan enkele tientallen vierkante meters. Hamsters zijn alleseters, met een voorkeur voor allerlei plantaardig voedsel. Graan vormt een belangrijke component van de wintervoorraad. In het koude seizoen doet de hamster een winterslaap. In de meeste West-Europese populaties worden in de zomerperiode onder reguliere landbouwcondities in één worp tot 6 jongen geboren. Bij een afgestemd hamsterbeheer kan een vrouwtje twee keer per jaar jongen werpen.

9.9.3.3 Methodiek

Monitoringseenheid: opvolging van concrete 'leefgebieden'. Een leefgebied is een aaneengesloten (d.i. voor hamsters niet versnipperd) gebied met geschikt habitat waarbinnen zich een hamsterpopulatie bevindt. Landbouwers kunnen in deze gebieden beheerovereenkomsten met de Vlaamse overheid sluiten voor het voeren van een hamstervriendelijk beheer in het kader van een soortbeschermingsprogramma.

Populatiemonitoring: het voorkomen van hamsters wordt nagegaan door (delen van) graanvelden binnen een leefgebied kort na de oogst (juli – september) systematisch af te zoeken naar hamsterburchten. Voor de inventarisatie en herkenning van hamsterburchten wordt o.a. verwezen naar Mercelis *et al.* (2002), Lange *et al.* (2003) en Niethammer (1982). Het aantal bezette burchten geldt als proxy voor het aantal dieren. Afhankelijk van mogelijke evoluties in het aantal effectieve leefgebieden kan daarbij met referentie-kilometerhokken worden gewerkt, waarin minstens 20% van de geschikte oppervlakte jaarlijks wordt geïnspecteerd. Actueel, met slechts één zeker leefgebied, wordt evenwel aanbevolen de volledige populatie in dit gebied jaarlijks op te volgen (Westra & De Knijf 2014).

Metapopulatiegrootte: de hamster is een explosieve voortplanter die al na 2.5 maanden geslachtsrijp is, per vrouwtje 2 worpen per jaar heeft, en 2-3 generaties per jaar kan voortbrengen. De levensverwachting is slechts 1-2 jaar (EU wildlife and Sustainable Farming project 2009). Dit brengt de gemiddelde generatieduur op ca. 6 maanden. Het metapopulatiecriterium dat hiermee overeenstemt is $N_{e95}=1.949$, of een censusgrootte van ca. 19.500 dieren per metapopulatie. Uitgaande van een minimale home range van 0.1 ha per vrouwtje (0.1-0.6 ha) vereist dit een areaal aan leefgebied van minstens 2.000 ha, zo nodig verspreid over meerdere functioneel verbonden gebieden. Deze soort wordt dus beoordeeld op lokale schaal (**categorie 1**, zie Tabel 2).

Habitatkwaliteit: kwantitatieve bepaling van de oppervlakte en ruimtelijke configuratie van hamsterspecifieke beheermaatregelen, akkerranden (niet-bewerkte perceelranden, 6–12 m breed), graften en verspreid liggende percelen luzerne en niet-geoogste graangewassen (toestand 1 oktober; excl. maïs). Bijzondere aandacht dient daarbij te gaan naar een voldoende aandeel graanvelden dat niet geoogst wordt vóór eind augustus (beperking predatie), teneinde de hamsters toe te laten een tweede nest groot te brengen (La Haye *et al.* 2014).

9.9.3.4 Beoordeling hamster

De situatie van de hamster is bijzonder precair, gezien de huidige populatie op Vlaams grondgebied gereduceerd is tot één leefgebied waar de soort actueel met zekerheid voorkomt. Dit leefgebied is bovendien geïsoleerd ten opzichte van de andere leefgebieden in Nederland en Duitsland, terwijl de soort in Wallonië als uitgestorven wordt beschouwd. De langjarige overleving van de hamster op Vlaams grondgebied dient daarom in nauwe opvolging te gebeuren met de dieren van de andere leefgebieden, met het oog o.a. op genetische uitwisseling en fitness.

Indicator	Gunstig	Ongunstig	Referenties
Criterium: Toestand populatie			
Populatiegrootte	≥ 500 burchten per leefgebied	< 500 burchten per leefgebied	Expertoordeel
Populatiestructuur	Reproducerende vrouwtjes & jonge dieren	Geen reproducerende vrouwtjes & jonge dieren	Expertoordeel
Metapopulatiegrootte	$N_c > 19490$ dieren, eventueel verspreid over meerdere functioneel verbonden leefgebieden ($N_e > 1949$)	$N_c < 19490$ dieren, eventueel verspreid over meerdere functioneel verbonden leefgebieden ($N_e < 1949$)	Mergeay 2012

Indicator	Gunstig	Ongunstig	Referenties
Criterium: Kwaliteit leefgebied ⁽¹⁾			
Gemiddelde oppervlakte ⁽²⁾ met soortgericht beheer ⁽³⁾ binnen leefgebied	≥ 125 ha	< 125 ha	expertoordeel
Ruimtelijke spreiding percelen met soortgericht beheer ⁽³⁾	Binnen een perimeter van 300 m rond elk beheerperceel, te rekenen vanaf het centrum van het perceel, wordt over een oppervlakte van minstens 2 ha soortgericht beheer toegepast.	Gemiddeld wordt binnen een perimeter van 300 m rond elk beheerperceel, te rekenen vanaf het centrum van een beheerd perceel, over een oppervlakte van minder dan 2 ha soortgericht beheer toegepast.	Hens <i>et al.</i> 2005
Refugia en corridors: akkerranden, graften en verspreid liggende stroken met luzerne en aangrenzend overstaand graan ⁽⁴⁾	≥ 5% van leefgebied	< 5% van leefgebied	Meinig 2006 La Haye <i>et al.</i> 2014
Oppervlakte verbouwde akkergewassen binnen leefgebied	≥ 50% met graan in vruchtafwisseling	< 50% met graan in vruchtafwisseling	expertoordeel

¹ Binnen leefgebied

² De drempelwaarden voor de oppervlakte aan soortgericht beheer zijn een vertaling van de populatiegrootte (500 burchten) in de veronderstelling dat de dichtheid binnen deze gebieden 4 burchten/ha bedraagt (ongepubliceerd onderzoek; mond. med. M. La Haye, WUR-Alterra, Nederland).

³ Zesjarig gemiddelde van jaarlijkse oppervlakte onder hamstergericht beheer. Twee types van beheerovereenkomsten zijn momenteel in gebruik: 'Aanleg en onderhoud luzernestrook hamster' en 'Hamstervriendelijke nateelt' – zie voor de concrete modaliteiten: https://www.vlm.be/nl/SiteCollectionDocuments/Beheerovereenkomsten/Fiches%20BO%20DPDPOIII/20161219__BO%20voor%20de%20hamster.pdf

⁴ onder graan worden alle graangewassen behalve maïs verstaan

9.9.3.5 Literatuur

EU Wildlife and Sustainable Farming project (2009). Hamster, *Cricetus cricetus* factsheet. <http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/management/docs/Cricetus%20cricetus%20factsheet%20-%20SWIFI.pdf>

Gouvernement de la Fédération Wallonie-Bruxelles s.d. (2014). Portail de la Biodiversité en Wallonie – <http://biodiversite.wallonie.be/fr/resultats-du-rapportage-article-17-au-titre-de-la-directive-92-43-cee-pour-la-periode-2007-2012.html?IDD=4237&IDC=5803>

Hens M., Crèvecoeur L. & Derouaux A. (2006). Actuele verspreiding van Europese hamster in België. *Zoogdier* 17(4): 6-9.

Hens M., Van Hoydonck G., Stuckens J., Vercoetere B. & Janssens B. (2005). Voorbereiding en ontwikkeling van een methodiek voor de monitoring van beheerovereenkomsten. Studie in opdracht van de Vlaamse Landmaatschappij. Eindrapport. Haskoning Belgium, Mechelen

La Haye M. (2010). Hamster *Cricetus cricetus canescens*. In: Huizenga C.E., Akkermans R.W., Buys J.C., van der Coelen J., Morelissen H. & Verheggen L.S.G.M. (2010). *Zoogdieren van Limburg, verspreiding en ecologie in de periode 1980-2007* – Stichting Natuurpublicaties Limburg, Maastricht: 239-244.

La Haye M.J.J., Swinnen K.R.R., Kuiters A.T., Leirs H. & Siepel H. (2014). Modelling population dynamics of the Common hamster (*Cricetus cricetus*): Timing of harvest as a critical aspect in the conservation of a highly endangered rodent – *Biological Conservation* 180: 53-61.

Lange R., Twisk P., van Winden A. & van Diepenbeek A. (2003). Zoogdieren van West-Europa. KNNV, Zeist en de Vereniging voor Zoogdierkunde en Zoogdierbescherming, 400 p. ISBN 90 5011 077 0.

Libois R. (2006). Les mammifères non volants de la Région Wallonne : tendances des populations. Dossier scientifique réalisé dans le cadre de l'élaboration du Rapport analytique 2006 sur l'Etat de l'Environnement wallon. Unité de Recherches zoogéographiques, Université de Liège, 127 p.

Meinig H. (2006). Kriterien zur Bewertung des Erhaltungszustandes des Feldhamsters *Cricetus cricetus* (LINNAEUS, 1758). In: Schnitter P., Eichen C., Ellwanger G., Neukirchen M. & Schröder E. Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland. p. 339-340. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Halle) . Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt in Zusammenarbeit mit dem Bundesamt für Naturschutz, Halle (Saale).

Mercelis S. (2003). Europese hamster *Cricetus cricetus* (Linnaeus, 1758). In: Verkem S., De Maeseneer J., Vandendriessche B., Verbeylen G. & Yskout S. (2003). Zoogdieren in Vlaanderen. Ecologie en verspreiding van 1987 tot 2002. Natuurpunt Studie en JNM-Zoogdierenwerkgroep, Mechelen & Gent, België.

Mercelis S., Kayser A. & Verbeylen G. (red.) (2002). The Hamster (*Cricetus cricetus* L. 1758): ecology, policy and management of the Hamster and its biotope. Proceedings of the 10th Meeting of the International Hamster Working Group. Natuurhistorische reeks 2003/2, Natuurpunt Studie, Mechelen.

Mergeay J. (2012). Afwegingskader voor de versterking van populaties van Europees beschermde soorten. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. (INBO.A.2012.141), Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Niethammer J. (1982). *Cricetus cricetus* – Hamster. In: Niethammer J. & Krapp F. Handbuch der Säugetiere Europas. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden. p.7–28.

Reekmans S. (2008). De verspreiding van de Europese hamster in Limburg in de 21ste eeuw. Jaarboek LIKONA 2007, Provincie Limburg, Hasselt. 108 p.

Verbeylen G. & Hens M. (2008). Inventarisatie en monitoring van de Europese hamster (*Cricetus cricetus*) in Vlaams-Brabant. Rapport Natuur.studie 2008/3, Natuurpunt Studie (Zoogdierenwerkgroep) i.s.m. Natuurpunt Natuurstudiegroep Dijleland, Mechelen, België.

Westra T. & De Knijf G. (2014). Blauwdruk zoogdieren: Hamster en Hazelmuis. In : de Knijf G., Westra T., Onkelinx T., Quataert P. & Pollet M. (red.). Monitoring Natura 2000-soorten en overige soorten prioritair voor het Vlaamse beleid. Blauwdrukken soortenmonitoring in Vlaanderen. Rapport Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO), INBO.R.2014.2319355. Brussel, pp. 212-221.

9.9.4 Hazelmuis (*Muscardinus avellanarius*)

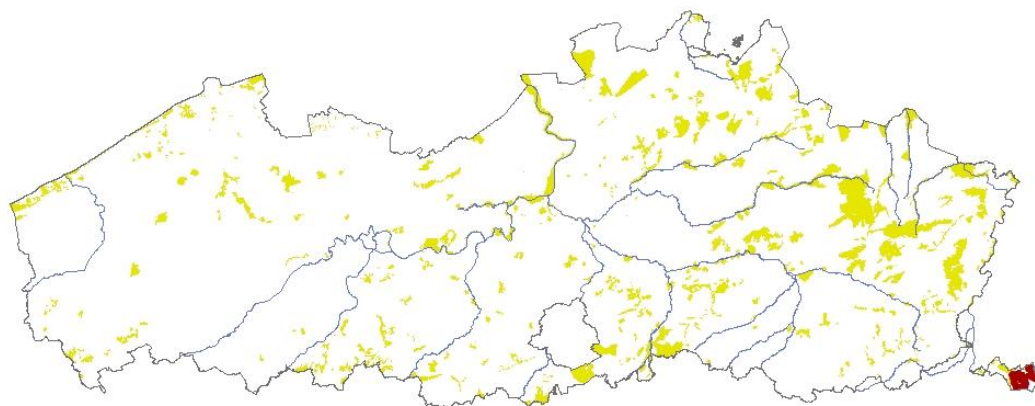
Koen Van Den Berge

9.9.4.1 Verspreiding

De hazelmuis komt vooral voor in Centraal- en Zuidoost-Europa, met als westgrens Zuidwest-Frankrijk en als noordgrens Zuid-Zweden. In Vlaanderen zijn historische waarnemingen met zekerheid bekend uit de provincies West-Vlaanderen (tot 2001), Oost-Vlaanderen (tot 1973), Vlaams-Brabant (tot 2002) en Limburg (tot 2008) (Verbeylen & Nijs 2007; Verbeylen 2008).

In Vlaams-Brabant en Limburg werden alle historische locaties plus een aantal potentiële locaties grondig onderzocht, en lijkt de aanwezigheid vooral beperkt tot het oostelijke deel van de gemeente Voeren (Broekbos, Konenbos, Teuvenberg/Gulpdal/Obsinnich, Veursbos/Roodbos/Vossenaerde, Vrouwenbos/Stroevenbos/Sint-Gillisbos, Lobos en de spoorwegbermen ten oosten van het centrum van Sint-Martens-Voeren) (Verbeylen & Nijs 2007; Verbeylen 2008). Dit bezette gebied behoort tot een groter grensoverschrijdend areaal, noordwaarts evenwel beperkt tot het uiterste zuiden van Nederlands Limburg (Verheggen & Foppen 2010), en zuidwaarts (discontinu) aansluitend met de regio ten zuiden van de Samber-Maaslijn (Libois 2006; Gouvernement de la Fédération Wallonie-Bruxelles s.d.). Nabij Hasselt werd recent (2014) via een gericht onderzoek het voorkomen van de soort aangetoond op basis van een haarstaal – mogelijk duidend op een relictpopulatie (med. T. Verschraegen, ANB). Ook elders in de provincie is de aanwezigheid van restpopulaties niet uit te sluiten, net zo min als in Vlaams-Brabant.

De provincies West- en Oost-Vlaanderen werden onvoldoende onderzocht, waardoor de verspreiding in deze provincies nog onvoldoende gekend is. Een recente vermelding voor het noorden van de provincie Henegouwen (Gouvernement de la Fédération Wallonie-Bruxelles s.d.), net ten zuiden van de grens met Oost-Vlaanderen, noopt alvast tot verdere aandacht.



Figuur 52: Verspreiding van hazelmuis (2005-2012) (bron: Zoogdierendatabank, Zoogdierenwerkgroep Natuurpunt en Zoogdierenwerkgroep JNM).

9.9.4.2 Leefgebied

De nachttactieve hazelmuis wordt vooral gevonden in structuurrijke, gemengde bossen en struweelrijke bosranden. Daarnaast komt de soort ook voor in goed ontwikkelde lineaire houtige vegetaties, zoals houtkanten, singels, graften, hagen en (spoorweg)bermen. Het is een goede klimmer die zich bij voorkeur via de vegetatie verplaatst. Dit belet niet dat ook open terrein over een afstand van enkele tientallen meter vlot kan worden overgestoken, zowel bij dispersie als binnen een gevestigd leefgebied (Verbeylen 2014). Hazelmuisen hebben een beperkt leefgebied van ca. 3000 m² en zijn vrij honkvast. Ze maken in het najaar een voortplantingsnest en enkele verspreid gelegen slaapnesten, bij voorkeur in dichtbebladerde struwelen met bramen en bosrank; ook boom- en takholtes of oude vogelnesten fungeren als dagrustplaats. In het koude seizoen houdt de hazelmuis een winterslaap in een speciaal daarvoor op de grond gemaakt winternest. De hazelmuis is gevoelig voor klimaatschommelingen: koud weer

beperkt de foerageeractiviteit en het dier gaat snel in een gedeeltelijke slaaptoestand. Zon en temperatuur beïnvloeden ook het rijpen van het voedsel, dat in het najaar vooral bestaat uit vruchten, zaden en noten (vooral hazelnoten). Daarnaast eten ze in het voorjaar en de zomer vooral knoppen, bloesems en insecten; verder is mogelijk ook kalkhoudend voedsel (zoals miljoenpoten) belangrijk als aanvulling op het eerder kalkarme bulkvoedsel, zoals vastgesteld bij de eikelmuis (*Eliomys quercinus*) (Kuipers *et al.* 2012).

Tot voor kort werd aangenomen dat de hazelmuis, in tegenstelling tot de meeste andere knaagdieren, gemiddeld slechts één worp per jaar heeft van 4 of 5 jongen, die 5 tot 8 weken door de moeder verzorgd worden. Recent onderzoek in Voeren bracht evenwel aan het licht dat in gunstige jaren (relatief warm in het vroege voorjaar) niet zelden twee en uitzonderlijk zelfs drie nesten worden grootgebracht; jonge dieren kunnen in die omstandigheden binnen hetzelfde jaar eveneens al jongen krijgen (Verbeylen 2014).

9.9.4.3 Methodiek

Aanwezigheid: het huidige verspreidingsgebied dient bepaald te worden door alle (potentieel) geschikte habitatplekken te onderzoeken. Voorrang kan hierbij gegeven worden aan de nog niet onderzochte gebieden met historische waarnemingen en de gebieden in de nabije omgeving van locaties met historische waarnemingen. De eenvoudigste methode hiervoor is het verzamelen van voldoende aangeknaagde hazelnoten gedurende enkele jaren met een goede hazelnotenooft en het determineren van de knaagsporen. Eens het verspreidingsgebied bepaald is, zal op korte termijn geen verder verspreidingsonderzoek meer nodig zijn, omdat de huidige populatie wellicht zo klein is dat ze volledig kan opgenomen worden in de jaarlijkse monitoring. Mocht het verspreidingsgebied in de toekomst echter sterk uitbreiden door habitatherstel en verhoging van de connectiviteit, gevolgd door rekolonisatie of herintroductie, dan zal de monitoring eerder steekproefsgewijs moeten gebeuren en dient de aanwezigheid in de niet-gemonitorde gebieden opgevolgd te worden door deze binnen elke termijn van 6 jaar minstens eenmaal te onderzoeken (bv. door het verzamelen van aangeknaagde hazelnoten in een jaar met een goede hazelnotenooft).

Meer in het algemeen kan het voorkomen van de hazelmuis op basis van volgende criteria worden vastgesteld:

- vraatresten (hazelnoten, kersenpitten e.a.) (Büchner & Andy 2005; van Diepenbeek 1999; Verbeylen & Nijis 2007)
- nestvondsten
- nestkast- of nestbuiscontrole (Bright *et al.*, 2006)

Populatiegrootte: een gestandaardiseerde telling van het aantal nesten in randvegetaties (bosranden, houtkanten, graften, hagen, spoorwegbermen, ...) langs vaste transecten wordt gebruikt als ruwe maat voor de populatiegrootte (Foppen *et al.* 2007; Verheggen *et al.* 2004). Hiermee kan niet de exacte populatiegrootte bepaald worden, maar kan wel de evolutie ervan op lange termijn opgevolgd worden en een trend bepaald worden. Aangezien de momenteel gekende populatie zeer klein is, is een volledige monitoring mogelijk. Indien het verspreidingsgebied van de soort in de toekomst sterk zou uitbreiden, zal mogelijk enkel een steekproefsgewijze monitoring haalbaar zijn en dienen de transecten (aantal en ligging) zo gekozen te worden dat de tellingen een representatief beeld geven van de evolutie van de ganse populatie. Voor de evaluatie van de populatiegrootte zijn zowel de dichtheid als de omvang en samenhang van het leefgebied van belang. Er is sprake van een duurzame populatie van zodra enkele tientallen reproducerende wijfjes aanwezig zijn.

Populatiestructuur: door bepaling van ouderdom en eventueel reproductieve toestand van de dieren die aangetroffen worden in de randvegetaties. Het aantal dieren per nest wordt gecontroleerd en hun ouderdom bepaald (tenzij dit voor teveel verstoring zou zorgen).

Metapopulatiegrootte: hazelmuizen planten zich in hun tweede jaar voort, en kennen een maximale levensduur van 4 jaar. Gemiddelde overleving per jaar bedraagt 0.65 (Berg & Berg 1999). Dit geeft een gemiddelde generatieduur van ca. 2.7 jaar. Het metapopulatiecriterium dat hiermee overeenstemt is $N_{e95}=361$, of een adulte censuspopulatiegrootte van 3.610 individuen. Gelet op een ruimtebruik in optimaal leefgebied van 0.25 ha/ind. (Berg & Berg 1999, en referenties daarin), vereist dit een totaal van gunstige en functioneel verbonden leefgebieden van ca. 900 ha per metapopulatie. Deze soort wordt dus beoordeeld op lokale schaal (**categorie 1**, zie Tabel 2).

Habitatkwaliteit: kwantitatieve bepaling van relevante habitatparameters aan de hand van luchtfoto's en andere datalagen: aandeel van en variatie in loofhoutsoorten, hoeveelheid geschikte bosrandvegetatie en lineaire houtige

vegetaties (met een bij voorkeur zuidelijke expositie), bestandsleeftijd, en habitatkartering. Gebiedsgerichte kartering: aanwezigheid en vruchtzetting van voedselplanten (zoals hazelaar, braam, sleedoorn, zomereik, lijsterbes, hulst, haagbeuk, es, esdoorn, Gelderse roos, kardinaalsmuts, zoete kers e.a.), dichtheid van de bosrand- of lineaire vegetatie met aandeel van struweelvormende soorten (zoals o.m. braam en sleedoorn en klimplanten zoals klimop en bosrank) en inwendig contact binnen het landschapselement.

Monitoringtijdstip en -frequentie: de neststellingen langsheen de vaste transecten gebeuren jaarlijks tweemaal (met max. 14 dagen tussen beide rondes) in de periode 15 september-15 november. Aangezien de populatieomvang sterk kan fluctueren van jaar tot jaar in functie van het voedselaanbod en de weersomstandigheden, wordt een jaarlijkse evaluatie sterk aanbevolen.

9.9.4.4 Opmerkingen

Een onderscheid tussen adulte hazelmuizen en juvenielen/subadulten wordt gemaakt op basis van de grootte, pelskleur (adult: glanzend oranje; subadult: doffer en grijzer) en staartharen (langer en mooier uitgekleurd bij adulte exemplaren).

9.9.4.5 Beoordeling hazelmuis

criterium	Indicator	Gunstig	Ongunstig	Referenties
Criterium: Toestand populatie				
Populatie-grootte	Aantal nesten per lengte bosrandvegetatie en/of lineaire houtige vegetaties in het najaar	≥ 2 nesten/100 m randvegetatie	< 2 nesten/100 m randvegetatie	Naar Verbeylen 2008, 2009; Verheggen <i>et al.</i> 2004
	Oppervlakte leefgebied (i.e. totale benutte oppervlakte aan bos, bosrand, houtkanten, verbindingen,...)	≥ 50 ha per deelpopulatie	< 50 ha per deelpopulatie	Naar Bright <i>et al.</i> 2006)
	Verbinding met andere leefgebieden met een populatie in goede staat van instandhouding	Goede verbinding met ≥ 3 andere leefgebieden, of een lager aantal voor zover minstens 200 ha onderling verbonden leefgebied bereikt wordt	Geen goede verbinding met ≥ 3 andere leefgebieden, niet resulterend in minstens 200 ha onderling verbonden leefgebied	Naar Bright <i>et al.</i> 2006
	Metapopulatiegrootte	$N_e > 3610$ adulte dieren ($N_e > 361$)	$N_e < 3610$ adulte dieren ($N_e < 361$)	Mergeay 2012
	Som van oppervlakte van verbonden leefgebieden per metapopulatie (N_{e95})	>900 ha	<900 ha	Mergeay 2012
Populatie-structuur	% voortplantingsnesten t.o.v. totaal aantal nesten	≥ 30 % voortplantingsnesten of	< 30 % voortplantingsnesten of	Naar Verheggen <i>et al.</i> 2004
	% juveniele/subadulte dieren t.o.v. totaal aantal waargenomen dieren tijdens de neststellingen	≥ 50 % juveniele/subadulte dieren	< 50 % juveniele/subadulte dieren	Naar Verheggen <i>et al.</i> 2004

Criterion	Indicator	Gunstig	Ongunstig	Referenties
Criterion: Kwaliteit leefgebied				
	% geschikte bosrand- en lineaire houtige vegetatie t.o.v. totale lengte bosrand- en lineaire houtige vegetatie	≥ 50 % geschikte bosrand- en lineaire houtige vegetatie	< 50 % geschikte bosrand- en lineaire houtige vegetatie	Expertoordeel
	Contact tussen boomkruinen onderling, tussen boom- en struiklaag en tussen bos en omliggende bosrand- en lineaire houtige vegetaties	Goed tot matig	Slecht	Bright <i>et al.</i> 2006
	Aandeel houtachtige voedselplanten in boom- en struiklaag (soorten die bloesems, nectar, pollen en vetrijke zaden produceren)	≥ 50 %	< 50 %	Bright <i>et al.</i> 2006
	Variatie in houtachtige voedselplanten in boom- en struiklaag	Heterogene ongelijkjarige boomlaag met gevarieerde ondergroei	Beperkt heterogene en hoofdzakelijk gelijkjarige boomlaag met beperkte of geen ondergroei	Bright <i>et al.</i> 2006
	Negatieve invloed van bosbeheer (bv. rooien van bosranden, dichtplanten van open plekken met naaldhout) en het beheer van aanliggende gronden (bv. scherpe overgangen van bos naar akker, late maaibeurten randvegetaties)	Afwezig, of hooguit kleinschalig aanwezig (< 5%)	≥ 5 %	Meinig 2006

9.9.4.6 Literatuur

Berg L. & Berg A. (1999). Abundance and survival of the hazel dormouse *Muscardinus avellanarius* in a temporary shrub habitat: a trapping study. *Ann Zool Fenn* 36:159-165.

Bright P., Wroot S., Morris P. & Mitchell-Jones T. (2006). The dormouse conservation handbook. English Nature, Peterborough.

Büchner S. & Andy P. (2005). A public survey for the common dormouse in Saxony. In: Abstracts of the 6th International Conference on Dormice (Gliridae).

Gouvernement de la Fédération Wallonie-Bruxelles s.d. 2014. Portail de la Biodiversité en Wallonie – <http://biodiversite.wallonie.be/fr/resultats-du-rapportage-article-17-au-titre-de-la-directive-92-43-cee-pour-la-periode-2007-2012.html?IDD=4237&IDC=5803>

Foppen R.P.B., Verheggen L.S.G.M. & van der Meij T. (2007). Handleiding Meetnet Hazelmuisen. Zoogdierenvereniging VZZ, Arnhem.

Kuipers L., Scholten J., Thissen J.B.M., Bekkers L., Geertsma M., Pulles R (C.A.T), Siepel H. & van Turnhout L.J.E.A. (2012). The diet of the garden dormouse (*Eliomys quercinus*) in the Netherlands in summer and autumn. *Lutra* 55 (1): 17-27.

Libois R. (2006). Les mammifères non volants de la Région Wallonne : tendances des populations. Dossier scientifique réalisé dans le cadre de l'élaboration du Rapport analytique 2006 sur l'Etat de l'Environnement wallon. Unité de Recherches zoogéographiques, Université de Liège, 127 p.

Meinig H. (2006). Kriterien zur Bewertung des Erhaltungszustandes der Haselmaus *Muscardinus avellanarius* (LINNAEUS, 1758). In: Schnitter P. et al. Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland. p. 352-353.

van Diepenbeek A. (1999). Veldgids dieren sporen. Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht.

Verbeylen G. (2008). Hazelmuizen in Vlaanderen 2007 - monitoring, verspreidingsonderzoek en sensibilisatie. Rapport Natuur.studie 2008/10. Natuurpunt Studie (Zoogdierenwerkgroep), Mechelen.

Verbeylen G. (2009). Handleiding hazelmuisbeheer. Natuurpunt Studie (Zoogdierenwerkgroep), Mechelen, België.

Verbeylen G. 2014. Het laatste Vlaamse hazelmuisbolwerk, onderzoek naar ernstig bedreigde soort. Zoogdier 25 (4): 18-19.

Verbeylen G. & Nijs G. (2007). Hazelmuizen in nesten. Inventarisatie 2006 en concrete beschermingsmaatregelen voor de hazelmuis (*Muscardinus avellanarius*) in Vlaanderen, met bijzondere aandacht voor de Zuid-Limburgse bosreservaten. Rapport Natuur.studie 2007/2. Natuurpunt Studie (Zoogdierenwerkgroep), Mechelen.

Verheggen L.S.G.M., Foppen R.P.B., Soldaat L. & Daemen B. (2004). Meetplan Monitoring Hazelmuis 2004. 2004.35. Zoogdiervereniging VZZ en CBS, Arnhem/Voorburg.

Verheggen L.S.G.M. & Foppen R.P.B. (2010). Hazelmuis *Muscardinus avellanarius*. In: Huizenga C.E., Akkermans R.W., Buys J.C., van der Coelen J., Morelissen H. & Verheggen L.S.G.M. (2010). Zoogdieren van Limburg, verspreiding en ecologie in de periode 1980-2007 – Stichting Natuurpublicaties Limburg, Maastricht: 320-325.

Referenties

- Adriaens D., Adriaens T. & Ameeuw G. (red.)(2008). Ontwikkeling van criteria voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding van de habitatrichtlijnsoorten. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.R.2008.35. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Adriaens P. & Ameeuw G. (red.)(2008). Ontwikkeling van criteria voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding van de vogelrichtlijnsoorten. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.R.2008.36. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Allendorf F.W. & Ryman N. (2002). The role of genetics in population viability analysis. In: Beissinger S.R., McCullough D.R. (editors). *Population Viability Analysis*. Chicago, USA: University of Chicago Press. p 50-85.
- Arcadis (2010). Beoordelingsnota van de Wetenschappelijke toetsingscommissie in het kader van de S-IHD instrumenten voor de Habitat- en de Vogelrichtlijn.
- Dennis R.L.H., Shreeve T.G. & Van Dyck H. (2003). Towards a functional resource-based concept for habitat: a butterfly biology viewpoint. *Oikos* 102:417-426.
- DG Environment (2017). Reporting under Article 17 of the Habitats Directive. Explanatory Notes & Guidelines for the period 2013–2018. European Environment Agency and its European Topic Centre on Biological Diversity. Brussels, 188 pp.
- Europese Commissie (2011). Uitvoeringsbesluit van de commissie van 11 juli 2011 betreffende een gebiedsinformatieformulier voor Natura 2000-gebieden. Publicatieblad van de Europese Unie, 30.7.2011, L198/39 – 70.
- European Commission, DG Environment (2005). Assessment, monitoring and reporting of conservation status – Preparing the 2001-2007 report under Article 17 of the Habitats Directive. Note to the Habitats Committee, 15 March DocHab-04-03/03 rev.3.
- Evans D. & Arvela, M. (2011). Assessment and reporting under Article 17 of the Habitats Directive. Explanatory Notes & Guidelines for the period 2007-2012. European Topic Centre on Biological Diversity. <https://circabc.europa.eu/w/browse/0de47902-0a08-41dd-943c-520066a3c529>
- Frankham R. (1995). Effective population size/adult population size ratios in wildlife: a review. *Genetical Research* 66:95-107.
- Frankham R., Bradshaw C.J.A. & Brook B.W. (2014). Genetics in conservation management: Revised recommendations for the 50/500 rules, Red List criteria and population viability analyses. *Biological Conservation* 170:56-63.
- Franklin I.R. & Frankham R. (1998). How large must populations be to retain evolutionary potential? *Animal Conservation* 1:69-70.
- Geeraerts C. & Mergeay J. (2012). Genetisch onderzoek van de adder in functie van duurzame bescherming op lange termijn. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.R.2012.57. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Hamilton W.D. (2009). *Population Genetics*. Chichester UK: Wiley-Blackwell.
- Hanski, I. (1999). *Metapopulation Ecology*. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Laike L., Nilsson T., Primmer C.R., Ryman N. & Allendorf F.W. (2009). Importance of genetics in the interpretation of favourable conservation status. *Conservation Biology* 23:1378-1381.
- Laike L., Olsson F., Jansson E., Hossjer O. & Ryman N. (2016). Metapopulation effective size and conservation genetic goals for the Fennoscandian wolf (*Canis lupus*) population. *Heredity* 117:279-289.

Mergeay J. (2012). Afwegingskader voor de versterking van populaties van Europees beschermde soorten. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. INBO.A.2012.141. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Mergeay J. & Van Hove M. (2013). Analyse van de duurzaamheid van populaties van Europees beschermde amfibieën en reptielen (deel 2). Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.A.2013.104. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Mills L.S. & Allendorf F.W. (1996). The one-migrant-per-generation rule in conservation and management. *Conservation Biology* 10(6): 1509-1518. Hanski, I. (1999). *Metapopulation Ecology*. Oxford University Press, Oxford, UK.

Oosterlynck P., De Saeger S., Leyssen A., Provoost S., Thomaes A., Vandevoorde B., Wouters J. & Paelinckx D. (2020). Criteria voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding van de NATURA 2000-habitattypen, versie 3.0. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2020 (27). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Romiguier J., Gayral P., Ballenghien M., Bernard A., Cahais V., Chenuil A., Chiari Y., Dernat R., Duret L., Faivre N., Loire E., Lourenco J.M., Nabholz B., Roux C., Tsagkogeorga G., Weber A.A.T., Weinert L.A., Belkhir K., Bierne N., Glemin S. & Galtier N. 2014. Comparative population genomics in animals uncovers the determinants of genetic diversity. *Nature* 515:261-263.

Swaeegers J., Mergeay J., Therry L., Larmuseau M.H.D., Bonte D. & Stoks R. (2013). Rapid range expansion increases genetic differentiation while causing limited reduction in genetic diversity in a damselfly. *Heredity* 111:422-429.

T'Jollyn F., Bosch H., Demolder H., De Saeger S., Leyssen A., Thomaes A., Wouters J., Paelinckx D. & Hoffmann M., (2009). Ontwikkeling van criteria voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding van de Natura 2000 habitattypen: versie 2.0. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.R.2009.46. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Vermeersch G., Adriaens P. & Pollet M. (2020). Criteria voor de beoordeling van de lokale stand van instandhouding van de vogelrichtlijnsoorten. Versie 2.0. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2020 (26). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

http://bd.eionet.europa.eu/article17/reference_portal

<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/NL/TXT/PDF/?uri=CELEX:32011D0484&from=EN>