

SCHITTERENDE VREEMDELINGEN: INVASIE VAN DE PRACHTSLANG, *ELAPHE TAENIURA* COPE, 1861 IN BELGIE, EUROPA

AESTHETIC ALIENS: INVASION OF THE BEAUTY RAT SNAKE, *ELAPHE TAENIURA* COPE, 1861 IN BELGIUM, EUROPE

Loïc van Doorn^{1*}, Jeroen Speybroeck¹, Rein Brys¹, David Halfmaerten¹, Sabrina Neyrinck¹, Peter Engelen² en Tim Adriaens¹

¹ Instituut Natuur- en Bosonderzoek (INBO) Havenlaan 88 bus 73, B-1000 Brussel, België

² Hyla, amfibieën- en reptielenwerkgroep van Natuurpunt, Michael Coxiestraat 11, 2800 Mechelen, België

E-mailadressen van de auteurs

loic.vandoorn@inbo.be (LvD)
jeroen.speybroeck@inbo.be (JS)
rein.brys@inbo.be (RB)
david.halfmaerten@inbo.be (DH)
sabrina.neyrinck@inbo.be (SN)
peter.engelen@telenet.be (PE)
tim.adriaens@inbo.be (TA)

* Corresponderende auteur

Overzicht

We doen verslag van een gevestigde populatie van de prachtslang, *Elaphe taeniura* Cope, 1861, in de literatuur ook algemeen bekend als streepstaartslang, een grote eierleggende, colubride van nature voorkomend in Zuidoost-Azië, in België. De slangen zijn het spoorwegsysteem naast een stad in het noordoosten van het land binnengedrongen. Ons verslag is gebaseerd op gevalideerde burgerwetenschappelijke observaties, aangevuld met gerichte onderzoeken. De soort is in het wild gezien sinds 2006, waarschijnlijk na een introductie die te linken is aan de huisdierenhandel. Genetische identificatie,

Loïc van Doorn^{1*}, Jeroen Speybroeck¹, Rein Brys¹, David Halfmaerten¹, Sabrina Neyrinck¹, Peter Engelen² and Tim Adriaens¹

¹ Research Institute for Nature and Forest (INBO), Havenlaan 88 bus 73, B-1000 Brussel, Belgium

² Hyla, amphibian and reptile task force of NGO Natuurpunt, Michiel Coxiestraat 11, 2800 Mechelen, Belgium.

Author e-mails

loic.vandoorn@inbo.be (LD),
jeroen.speybroeck@inbo.be (JS)
rein.brys@inbo.be (RB)
david.halfmaerten@inbo.be (DH)
sabrina.neyrinck@inbo.be (SN)
peter.engelen73@telenet.be (PE)
tim.adriaens@inbo.be (TA)

* Corresponding author

Abstract

We report on an established population of the beauty rat snake, *Elaphe taeniura* Cope, 1861, in the literature also commonly known as cave racer, a large, oviparous colubrid native to Southeastern Asia, in Belgium. The snakes have invaded a railroad system next to a city in the northeast of the country. Our report is based on validated citizen science observations, supplemented with directed surveys. The species has been recorded in the wild since 2006, most probably following an introduction linked to the pet trade. Genetic identification,

gebaseerd op het COI-gen, bevestigt dat de onderzochte individuen behoren tot de soort *Elaphe taeniura*. Daarnaast komen de slangen die in België onderzocht zijn fenotypisch overeen met *Elaphe taeniura taeniura*, een Chinese ondersoort. De exacte datum van introductie, mate van invasiviteit en populatiegrootte zijn op dit moment onbekend, maar het aantal waarnemingen is de laatste jaren toegenomen. De waarnemingen komen uit een gebied ter grootte van 208 km², maar de kern is vastgesteld op een gebied van slechts 2 km². Gebaseerd op wat momenteel bekend is over de ecologie en verspreiding, stellen we vast dat de soort een gemiddeld risico voor het milieu vormt. Hoewel, de verspreiding en de invasieve potentie van de soort in België blijven grotendeels onbekend. Omdat het beheer van uitgebreid gevestigde slangenpopulaties berucht moeilijk is, pleiten we voor een snelle actie als meest geschikte risicobeheersingsstrategie.

Inleiding

De introductiesnelheid van exotische reptielen en amfibieën is wereldwijd gegroeid (Seebens *et al.* 2017). In Europa hebben diverse invasieve herpetofaunasoorten verreikende gevolgen. Opvallende voorbeelden zijn moerasschildpadsoorten afkomstig uit Noord Amerika, momenteel wijdverspreid en zich voortplantend in de zuidelijke delen van het continent (Cadi en Joly 2003; Standfuss *et al.* 2016), en invasieve populaties van de Amerikaanse stierkikker (*Lithobates catesbeianus*), Afrikaanse klauwkikker (*Xenopus laevis*) en groene kikkers uit Oost-Europa, het Nabije Oosten en Noord-Afrika (*Pelophylax* spp.) die lokale populaties van amfibieën in grote gebieden verwoesten (Holsbeek *et al.* 2008, Measy *et al.* 2012; Kopecký *et al.* 2016). Een voorbeeld van een invasieve slangensoort in de Europese Unie, alhoewel er geen huidige populaties op het vasteland van Europa zijn, is de Californische koningsslang (*Lampropeltis californiae*), waargenomen sinds 2007 op Gran Canaria, Spanje, als gevolg van een bewuste of onopzettelijke vrijlating op twee aparte locaties (Monzón-Argüello *et al.* 2015). Autopsies tonen aan dat endemische hagedissensoorten de primaire voedselbron zijn. Ondanks de moeite die

gebaseerd op het COI gene, confirms that the sampled individuals belong to *Elaphe taeniura*. In addition, the snakes recorded in Belgium phenotypically match *Elaphe taeniura taeniura*, a Chinese subspecies. Exact date of introduction, invasion extent and population size are currently unknown, but the number of observations has increased in recent years. Sightings exist from an area of 208 km², yet the core distribution is estimated to be no more than 2 km². Based on what is currently known of its ecology and distribution, we estimate that the species represents medium environmental risk. However, the species' distribution and invasive potential in Belgium remain largely unknown. As management of more widely established snake populations is notoriously difficult, we advocate a rapid response as the most appropriate risk management strategy.

Introduction

The introduction rate of alien reptiles and amphibians has increased globally (Seebens *et al.* 2017). In Europe, several invasive herpetofauna species have far-reaching impacts. Marked examples are terrapin species originating from North America, currently widespread and reproducing in southern parts of the continent (Cadi and Joly 2003; Standfuss *et al.* 2016), and invasive populations of American bullfrog (*Lithobates catesbeianus*), African clawed frog (*Xenopus laevis*) and water frogs from eastern Europe, the Near East and North Africa (*Pelophylax* spp.) that devastate populations of native amphibians across large areas (Holsbeek *et al.* 2008; Measey *et al.* 2012; Kopecký *et al.* 2016). An example of an invasive snake in the European Union, albeit with no current populations in continental Europe, is the California kingsnake (*Lampropeltis californiae*), a popular pet snake, recorded since 2007 on Gran Canaria, Spain, following intentional or accidental release in two separate locations (Monzón-Argüello *et al.* 2015). Autopsies showed that endemic lizard species are the primary food source. Despite population control efforts, the expansion on Gran Canaria has increased markedly and coincided with declines in endemic

gedaan wordt om de populatie onder controle te krijgen, is de uitbreiding op Gran Canaria aanzienlijk toegenomen en samenhangend met de afname van endemische prooidieren (Cabrera-Pérez *et al.* 2012). Met als gevolg dat de soort gezien wordt als hoog risico voor het milieu van het vasteland van Europa (Verzelen *et al.* 2018). De belangrijkste routes voor de introductie van slangen zijn opzettelijke vrijlatingen of onopzettelijke ontsnappingen van slangen die als huisdieren gehouden worden, meekomen met ladingen goederen of anderszins als meelifters (Ruiz en Carlton 2004; Bomford *et al.* 2009). In Europa bijvoorbeeld, is de handel in olijfbomen van significantie en zogezegd verantwoordelijk voor de introductie en vestiging van diverse slangensoorten van het Iberisch schiereiland op de Balearen (Silva-Rocha *et al.* 2015). Evenzo is de geelgroene toornslang (*Hierophis viridiflavus*) vanuit van het zuiden van Italië geïntroduceerd in het zuidwesten van Duitsland als besmetting van afval, met voortdurende uitroeioingsinspanningen (Laufer 2019). Daarnaast zijn diverse niet-Europese slangensoorten erin geslaagd succesvolle reproducerende populaties op het continent te vormen. De Moorse mutsslang (*Macroprotodon cucullatus*), vermoedelijk tijdens de Romeinse tijd op de Balearen geïntroduceerd, heeft waarschijnlijk bijgedragen tot het uitsterven van Balearenhagedis (*Podarcis lilfordi*) op Mallorca en Menorca (Silva-Rocha *et al.* 2015). Recenter is de Moorse mutsslang (*Macroprotodon cucullatus*) geïntroduceerd op Malta, vermoedelijk als besmetting van transport tijdens de Eerste Wereldoorlog (Speybroeck *et al.* 2016). In 1995 heeft de Russische rattenslang (*Elaphe schrenckii*) zich succesvol gevestigd in het noordelijke deel van Nederland, na een opzettelijk vrijlaten van als huisdier gehouden slangen in een privé-tuin (Van Koppel *et al.* 2012). Naast de eerdergenoemde drie gevestigde colubride slangensoorten, zijn er gevestigde populaties van vier niet-Europese slangensoorten in Europa sinds 2010 (Zamora 2017). De bloempotslang (*Indotyphlops braminus*) werd geïntroduceerd via besmetting in potten met sierplanten. *Indotyphlops braminus* is een parthenogenetische wormslang en vestigt zich gemakkelijk en wordt dientengevolge gevonden in diverse zuidelijke Europese

prey species (Cabrera-Pérez *et al.* 2012). As a consequence, the species is considered to represent high environmental risk for continental Europe (Verzelen *et al.* 2018). The main pathways for the introduction of snakes are deliberate releases or involuntary escapes of pet snakes, as cargo contaminants or as hitchhikers (Ruiz and Carlton 2004; Bomford *et al.* 2009). For example, in Europe, the trade in olive trees is of significance, allegedly enabling the introduction and establishment of several snake species from the Iberian Peninsula to the Balearic Islands (Silva-Rocha *et al.* 2015). Likewise, the western whip snake (*Hierophis viridiflavus*) was introduced from southern Italy to southwestern Germany as a waste contaminant, with ongoing eradication efforts (Laufer 2019). Additionally, several non-European snake species succeeded to establish reproducing populations on the continent. The Algerian false smooth snake (*Macroprotodon cucullatus*), putatively introduced to the Balearic Islands during Roman times, is believed to have contributed to the extinction of Lilford's wall lizard (*Podarcis lilfordi*) on Mallorca and Menorca (Silva-Rocha *et al.* 2015). More recently, the Algerian whip snake (*Hemorrhois algirus*) was introduced to Malta, supposedly as a transport contaminant during World War I (Speybroeck *et al.* 2016). In 1995, the Amur rat snake (*Elaphe schrenckii*), classified as a species with moderate environmental risk, successfully established in the northern part of the Netherlands, after deliberate release of pet snakes in a private garden (Van de Koppel *et al.* 2012). Besides the aforementioned three established colubrid species, there are recorded populations of a fourth non-European snake species in Europe since 2010 (Zamora 2017) – the Brahminy blind snake (*Indotyphlops braminus*), introduced as a contaminant in potted ornamental plants. A parthenogenetic typhlopoid, *Indotyphlops braminus* establishes easily and, consequently, has been found in several southern European countries (Paolino *et al.* 2019). In recent years, the pet trade has become a key pathway for the introduction of herpetofauna, with the potential for many

landen (Paulino *et al.* 2019). In de afgelopen jaren is de handel in huisdieren een belangrijke route geworden voor de introductie van herpetofauna, met potentie voor meer bedoelde of onbedoelde introducties (Hulme *et al.* 2008; Filz *et al.* 2018). De eerste waarnemingen zijn gerelateerd aan de handelswaarde aan ingevoerde dieren (Seebens *et al.* 2017). Als zodanig zijn er in België vierentwintig niet-Europese slangensoorten waargenomen in het wild (aanvullend materiaal tabel S2, aangepast van Van Doorn *et al.* 2021), toebehorende aan zeven families. Ontsnapte of vrijgelaten huisdieren zijn verantwoordelijk voor 82% van de soorten, terwijl drie soorten geïntroduceerd zijn als verstekelingen en één als besmetting in hout.

Hier rapporteren we over de invasie en vestiging van een vijfde exotische slangensoort in Europa, de pracht slang (*Elaphe taeniura* Cope, 1861) in België. We presenteren gegevens over de invasiegeschiedenis, taxonomie, verspreiding, levensgeschiedenis en ecologie. Verder presenteren we een voorlopige effectbeoordeling en bespreken kort de opties voor risico-beheer.

Materialen en methodes

Observatiegegevens

Over de periode 2006-2019 zijn observatiegegevens van *Elaphe taeniura* in België van het online burgerwetenschappelijk platform 'www.waarnemingen.be' beschikbaar via GBIF (Vanreusel *et al.* 2020). Elke individuele melding werd gevalideerd voordat deze aan de dataset toegevoegd werd. De meerderheid van de gegevens werd aangeleverd door een handvol ervaren waarnemers, samen met duidelijke foto's, locatiegegevens en waarnemingsgegevens. Waar nodig werd er om aanvullende informatie gevraagd. Daarnaast werden gegevens vastgelegd tijdens 31 doelgerichte veldonderzoeken door de auteurs in 2018-2019. Er komen geen inheemse slangensoorten voor op de onderzochte locaties. Ieder veldonderzoek bestond uit een bezoek van de locaties waar pracht slangen eerder waargenomen waren. Op iedere plek werden pracht slangen zowel bovengronds als onder kunstmatige schuilplaat-

more (un)intentional introductions (Hulme *et al.* 2008; Filz *et al.* 2018), as first record rates are correlated with trade values of the imported commodities (Seebens *et al.* 2017). As such, in Belgium, 24 non-European snake species have been recorded in the wild (Supplementary material Table S2, adapted from van Doorn *et al.* 2021), belonging to seven families. Escaped or released pets account for 82% of the species, while three species were introduced as stowaways and one as a wood contaminant.

Here, we report on the invasion and establishment of a fifth alien snake species in Europe, the beauty rat snake (*Elaphe taeniura* Cope, 1861) in Belgium. We present data on its invasion history, taxonomy, distribution, life-history and ecology. Furthermore, we present a preliminary impact assessment and briefly discuss options for risk management.

Materials and methods

Observational data

For the period 2006–2019, observational records of *Elaphe taeniura* in Belgium from the online citizen science platform 'waarnemingen.be' are available through GBIF (Vanreusel *et al.* 2020). Each single record was validated before inclusion in the dataset. The majority of the records were performed by a handful of experienced observers and accompanied with clear pictures, location data and sighting details. When necessary, additional information was requested. In addition, the authors recorded field data during 31 dedicated field surveys in 2018–2019. No native snake species occur in the surveyed locations. Each survey consisted of a visit to locations where beauty rat snakes had been documented before. At each site, beauty rat snakes were visually located above ground and under artificial cover. During these survey rounds observed snakes were caught by hand, and a subset of the captured snakes were sexed (N=15), measured (N=10) and weighed (N=10). Counts of dorsal, ventral, subcaudal and subocular scales were carried out for five captured individuals and intact shed skins. Comparative scale count data were ob-

sen gelokaliseerd. De waargenomen slangen werden met de hand gevangen en van een deel van de gevangen slangen werd het geslacht bepaald ($n=15$), de lengte ($n=10$) en het gewicht ($n=10$). Tellingen van de dorsale, ventrale, subcaudale en suboculaire schubben werden bij vijf gevangen exemplaren en intacte vervellingen uitgevoerd. Vergelijkende schubtellingen werden verkregen van Schulz (2010). Alle gevangen slangen werden weggehaald uit de natuur en herplaatst. Analyses en visualisaties van de gegevens werden gedaan met R (R Core Team 2020) in Rstudio (RStudio Team 2020).

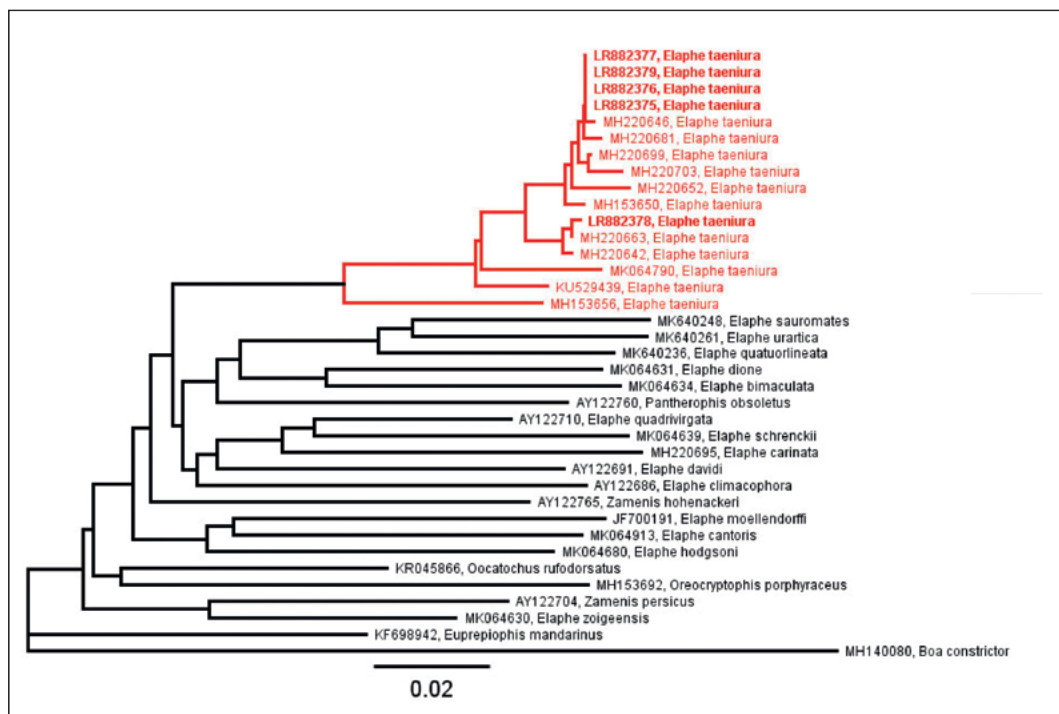
Moleculaire analyses

Van een deelverzameling van vijf verwijderde exemplaren, werden staartpunten afgenomen voor genetische identificatie. Genomisch DNA werd gewonnen uit het weefselmateriaal met de DNeasy bloed en weefselkit (Qiagen) volgens het protocol van de fabrikant met een één uur lysis en laatste uitwassing in 140 μ l AE buffer. Vervolgens werd een 658 bp barcode fragment van het mitochondriaal cytochroom oxidase subunit I gen (COI) vermeerderd via een polymerase kettingreactie (PCR), gebruikmakend van de gedegeneerde Folmer primers dgLCO-1490 (GGT CAA CAA ATC ATA AAG AYA TYG G) en dgHCO-2198 (TAA ACT TCA GGG TGA CCA AAR AAY CA) (Meyer *et al.* 2003). De PCR-testen werden uitgevoerd in 26 μ l reagens bestaande uit 6 μ l van het gewonnen DNA (10 ng/ μ l), 0,4 μ M van iedere primer, 1x Taq buffer met KCl mM $MgCl_2$, 200 μ M van iedere dNTPs en 0,8 U Taq polymerase (Thermo Fisher Scientific). Iedere PCR-reactie bestond uit een initiële denaturatie op 94°C gedurende twee minuten, gevolgd door 35 vermeerderingscycli (denaturatie op 94°C gedurende 30 seconden, warmhouden op 52°C gedurende 40 seconden en verlengd op 72°C voor 1 minuut) en een laatste verlengende stap op 72°C voor 5 minuten. Het vermeerderde DNA werd daarna gezuiverd met de ExoSAP-IT methode (Thermo Fisher Scientific), gevolgd door een kwaliteitscontrole op 1% agarosegel. Deze monsters van hoge kwaliteit werden 2,5 keer verdund voordat ze in de sequentiebepalingsreactie toegevoegd werden voor elk van de primers. Dit werd gedaan met behulp van

tained from Schulz (2010). All captured snakes were removed from the wild and rehomed. Analyses and visualizations of the data were done with R (R Core Team 2020) in RStudio (RStudio Team 2020).

Molecular analyses

From a subset of five removed specimens, tail tips were taken for genetic identification. Genomic DNA was extracted from tissue material with the DNeasy Blood & Tissue Kit (Qiagen), following the manufacturer's protocol, with 1 hour lysis and final elution in 140 μ l AE buffer. Next, a 658 bp barcoding fragment of the mitochondrial cytochrome oxidase subunit I gene (COI) was amplified via polymerase chain reaction (PCR), using the degenerated Folmer primers dgLCO-1490 (GGT CAA CAA ATC ATA AAG AYA TYG G) and dgHCO-2198 (TAA ACT TCA GGG TGA CCA AAR AAY CA) (Meyer *et al.* 2003). PCRs were performed in 26 μ l of reaction mixture containing 6 μ l of extracted DNA (10 ng/ μ l), 0,4 μ M of each primer, 1x Taq buffer with KCl, 2 mM $MgCl_2$, 200 μ M of each dNTPs and 0.8 U Taq polymerase (Thermo Fisher Scientific). Each PCR reaction included an initial denaturation at 94°C for 2 min, followed by 35 amplification cycles (denaturation at 94°C for 30 s, annealing at 52°C for 40 s and elongation tree showing the Belgian *Elaphe taeniura* specimens (in bold) together with COI sequences from *Elaphe taeniura* (in red), a selection of other closely related rat snake species and *Boa constrictor* as the outgroup. The scale bar indicates substitutions per site. Sequences are indicated by their INSDC accession number and scientific name at 72°C for 1 min) and a final elongation step at 72°C for 5 min. Amplified DNA was then purified using the ExoSAP-IT method (Thermo Fisher Scientific), followed by a quality check on a 1% agarose gel. These high-quality samples were diluted 2.5 times before incorporating them in a sequence reaction for each of both primers. This was done using the BigDye Terminator v3.1 Cycle Sequencing Kit (Thermo Fisher Scientific) in a 10 μ l volume containing 2 μ l of purified DNA, 0,4 μ M of dgLCO-1490 or dgHCO-2198 primer, 0.5x Ready Reaction mix



Figuur 1. Tamura-Nei fylogenetische boom toont de Belgische exemplaren van *Elaphe taeniura* (dikgedrukt) samen met de COI-sequenties van *Elaphe taeniura* (in rood), een selectie van naastverwante rattenslangensoorten en *Boa constrictor* als controle-groep. De schaalat geeft het aantal vervangingen per locatie weer. Sequenties zijn aangegeven met hun INSDC-toegangsnummer en wetenschappelijke naam.

Figure 1. Tamura-Nei neighbour-joining tree showing the Belgian *Elaphe taeniura* specimens (in bold) together with COI sequences from *E. taeniura* (in red), a selection of other closely related rat snake species and *Boa constrictor* as the outgroup. The scale bar indicates substitutions per site. Sequences are indicated by their INSDC accession number and scientific name.

de BigDye Terminator v3.1 Cyclus Sequentie-bepaling Kit (Thermo Fisher Scientific) in een 10 µl volume welke 2 µl gezuiverde DNA, 0,4 µM dgLCO-1490 of dgHCO-2198 primer, 0,5x Ready Reaction mengsel en 0,5x sequentiebe-palingsbuffer bevat. Het cyclusprofiel voor beide richtingen startte met een eerste denaturatie op 96°C gedurende 1 minuut gevolgd door 35 versterkingscyclussen (10 seconden op 96°C, 5 se-conden op 50°C en 4 minuten op 60°C). Na zuivering met de BigDye Xterminator Zuiveringskit (Thermo Fisher Scientific), werden de producten geanalyseerd op een ABI 3500 genetische ana-lyser (Thermo Fisher Scientific). De sequenties werden op kwaliteit gecontroleerd en uitgelijnd. Een overeenkomstige sequentie van beide rich-tingen was gegenereerd in Geneious v.10.2.6

and 0.5x sequencing buffer. The cycling profile for both directions started with an initial denaturation at 96°C for 1 min followed by 35 amplification cycles (10 s at 96°C, 5 s at 50°C and 4 min at 60°C). After purification with the Big-Dye XTerminator Purification kit (Thermo Fisher Scientific), products were analyzed on an ABI 3500 genetic analyzer (Thermo Fisher Scientific). Sequences were checked for quality and aligned, and a consensus sequence from both directions was generated in Geneious v.10.2.6 (Biomatters Ltd.). A neighbour-joining tree was constructed with the Geneious tree builder function using the Tamura-Nei genetic distance model and a 93% similarity cost matrix. Sequences for *Elaphe taeniura* and other species were obtained through Genbank.

(Biomatters Ltd.). Een fylogenetische boom was opgesteld met de Geneious boomopstellerfunctie gebruikmakende van het Tamura-Nei genetic distance model en 93% gelijkenis kostenmatrix. Sequenties van *Elaphe taeniura* en andere soorten werden verkregen via Genbank. Paarwijse identificatie van de Belgische monsters werden uitgevoerd met het BOLD Identificatiesysteem (Ratnasingham en Hebert 2007) en sequenties van *Elaphe taeniura* Genbank (Genbank toegangsnummers opgenomen in Figuur 1).

Resultaten en discussie

Identificatie en herkomst in België

Moleculaire analyse van de vijf exemplaren heeft sequenties van het volledige 658 bp COI-fragment opgeleverd. Deze werden geïdentificeerd als *Elaphe taeniura* met 99,85% pairwise identity. Bovendien, een fylogenetische boom-analyse clusterde de Belgische sequenties van *Elaphe taeniura* met de beheerde sequenties van *Elaphe taeniura* (Figuur 1).

Elaphe taeniura Cope, 1861 (synoniem *Orthriophis taeniurus* Wallach *et al.* 2014) is wijd verspreid in (sub)tropisch en gematigd zuidelijk en oostelijk Azië (zie Schulz 1996 voor een verspreidingskaart van de ondersoorten). Momenteel zijn er negen ondersoorten beschreven die variëren in morfologische en ecologische eigenschappen (Schulz 2013; Schulz *et al.* 2015). Prachtslangen zijn niet-giftige, eierleggende colubriden die lengten kunnen bereiken tot 250 cm. *Elaphe taeniura* is een opportunistische eter met een snel metabolisme, jagend op een brede selectie van kleine zoogdieren, vogels en hagedissen (Oxtoby 1988). De soort is flexibel in zijn keuze van leefgebied en kan gevonden worden in zowel primair bosgebied als landbouwgebieden en in steden, vaak voorkomend in de nabijheid van mensen. Populaties van de noordelijke ondersoortgroep kunnen voor diverse maanden overwinteren, afhankelijk van het klimaat (Gumprecht 2004). Identificatie van de ondersoort die voorkomt in België kan informatie verschaffen over een risicobeoordeling. Maar omdat gedetailleerd genetisch referentiemateriaal ontbreekt, is het

Pairwise identificatie van de Belgische samples was carried out with the BOLD Identification System (Ratnasingham and Hebert 2007) and *Elaphe taeniura* sequences from Genbank (Genbank accession numbers incorporated in Figure 1).

Results and discussion

Identification and origin in Belgium

Molecular analyses of the five specimens yielded sequences of the full 658 bp COI fragment. These were identified as *Elaphe taeniura* with 99.85% pairwise identity. Moreover, a neighbour-joining analysis clustered the Belgian *Elaphe taeniura* sequences along with curated *Elaphe taeniura* sequences (Figure 1).

Elaphe taeniura Cope, 1861 (synonym *Orthriophis taeniurus* Wallach *et al.* 2014) is widely distributed in (sub)tropical and temperate Southern and Eastern Asia (see Schulz 1996 for range maps of the subspecies). Currently, nine subspecies have been described that vary in morphological and ecological characteristics (Schulz 2013; Schulz *et al.* 2015). Beauty rat snakes are nonvenomous, oviparous colubrids reaching lengths of up to 250 cm. *Elaphe taeniura* is a generalist feeder with a fast metabolism, preying on a wide range of small mammals, birds and lizards (Oxtoby 1988). The species is flexible in its habitat selection and can be found in primary forests as well as agricultural areas and within city limits, often occurring in close proximity to humans. Populations of the northern subspecies group may brumate for several months, depending on climatic conditions (Gumprecht 2004). Identification of the subspecies occurring in Belgium can inform risk assessment. Yet, as detailed genetic reference material is lacking, molecular distinction of the subspecies is currently not possible. However, scale counts of all examined individuals reveal relatively low numbers when compared to those reported from most subspecies, overlapping only with those of *Elaphe taeniura taeniura* (Table 1). Other phenotypic traits of the Belgian specimens (Figure 2B) also match this subspecies (following Schulz 2010). The

Tabel 1. Lepidosis (schubtellings) van prachtslangen (*Elaphe taeniura*) gevonden in België en inheemse Aziatische individuen die tot verschillende ondersoorten behoren (Schulz 2010).

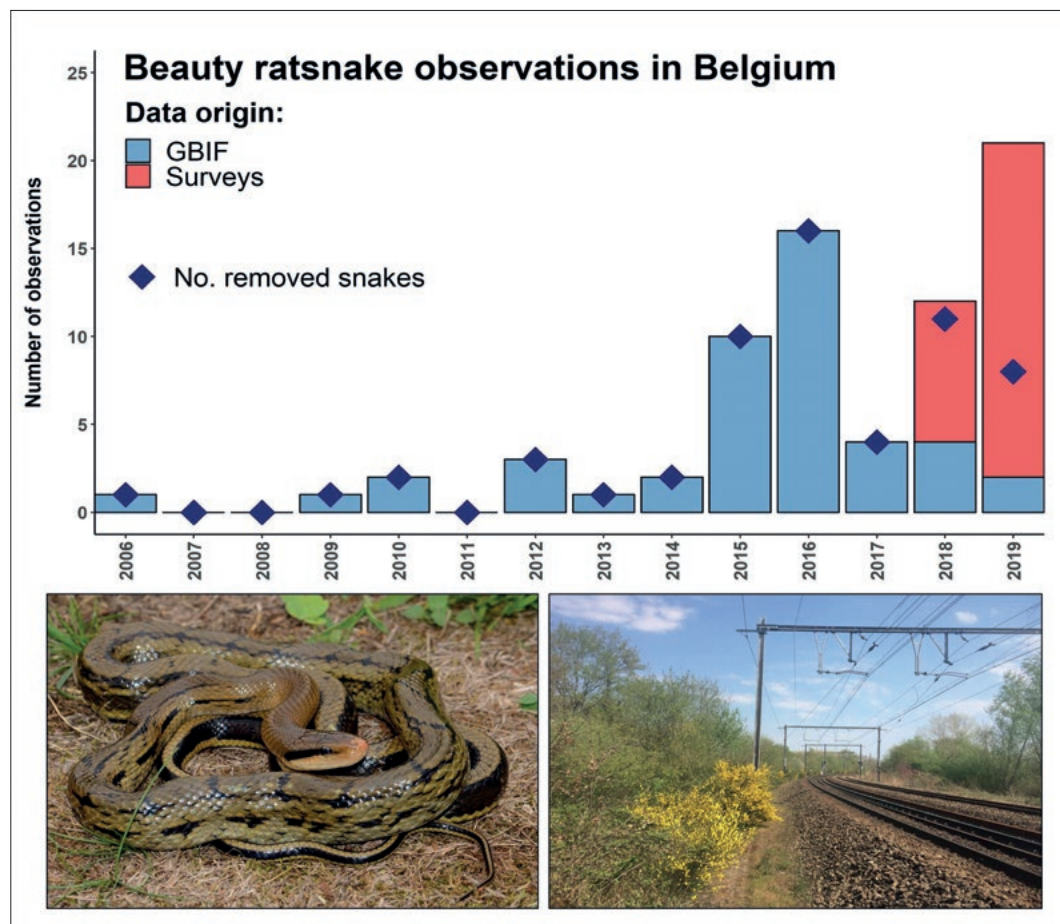
Table 1. Lepidosis (scale counts) of beauty rat snakes (*Elaphe taeniura*) found in Belgium and native Asiatic individuals belonging to different subspecies (Schulz 2010).

Subspecies		Lepidosis			
		Ventrals	Subcaudals	Suboculars	Dorsals (neck)
	<i>E. taeniura</i> Belgium	228–231	84–93	0–2	21–23
Northern group	<i>E. t. friesi</i>	243–262	96–123	2–4	25
	<i>E. t. mocquardi</i>	251–264	90–125	2	25
	<i>E. t. schmackeri</i>	246–260	104–125	2	25
	<i>E. t. taeniura</i>	225–255	84–112	2	23–25
	<i>E. t. yunnanensis</i>	236–260	89–120	0–4	25
	<i>E. t. grabowskyi</i>	275–285	92–114	1–2	27
Southern group	<i>E. t. ridleyi</i>	287–305	105–122	0–2	29
	<i>E. t. helfenbergeri</i>	282–292	82–97	0–1	27
	<i>E. t. callicyanous</i>	272–279	116–125	0–4	25–29

maken van moleculair onderscheid van een ondersoort op dit moment onmogelijk. Echter, de tellingen van de schubben van alle onderzochte exemplaren onthullen relatief lage aantallen, wanneer deze vergeleken worden met de gegevens van de meeste ondersoorten en overlappen alleen met die van *Elaphe taeniura taeniura* (Tabel 1). Andere fenotypisch onderscheidende kenmerken van de Belgische exemplaren (Figuur 2) komen ook overeen met deze ondersoort (Schulz 2010 volgend). Het lichaam is zijdelings samengedrukt, de basiskleur is lichtbruin, met een zwart, verbonden H-vormig patroon op de rug, beginnend op 3–4 keer de koplengte achter de schedel en langzaam vervagend in een lichte streep richting de staart. De zijanten hebben zwarte vlekken en markeringen, die geleidelijk veranderen in twee zwarte zijdelingse strepen richting de staart. Sommige exemplaren hebben witte dwarsbanden op het achterste deel van het lichaam. De buik is lichtgeel en toont soms donkere spikkels. De kop is langwerpig met een duidelijke zwarte streep achter het oog. De tong is zwart en blauw. Er zijn geen exemplaren gevonden die langer zijn dan 142 cm,

body is laterally compressed, ground colouration is light brown, with a black interconnected H-shaped dorsal pattern starting 3–4 head lengths behind the cranium, fading into a light stripe caudally. The sides sport black blotches and markings, gradually changing into two solid black lateral stripes caudally, with some specimens showing white transverse bands on the posterior end of the body. The venter is pale yellow, occasionally exhibiting darker speckling. The head is elongated, with a pronounced postocular black streak. The tongue is black and blue. No individuals longer than 142 cm have been found, which puts the retrieved snakes well within the range of *Elaphe taeniura taeniura*, reported to grow to total lengths of 130–160 cm (Gumprecht 2004).

Beauty rat snakes are popular pet animals due to their appealing appearance (Gumprecht 2004) and ease of husbandry (Schulz 1996). As such, released or escaped individuals are the most plausible origin of this population in Belgium. Presence of a reptile shop that imported, distributed, and sold beauty rat snakes located in the area where most of the



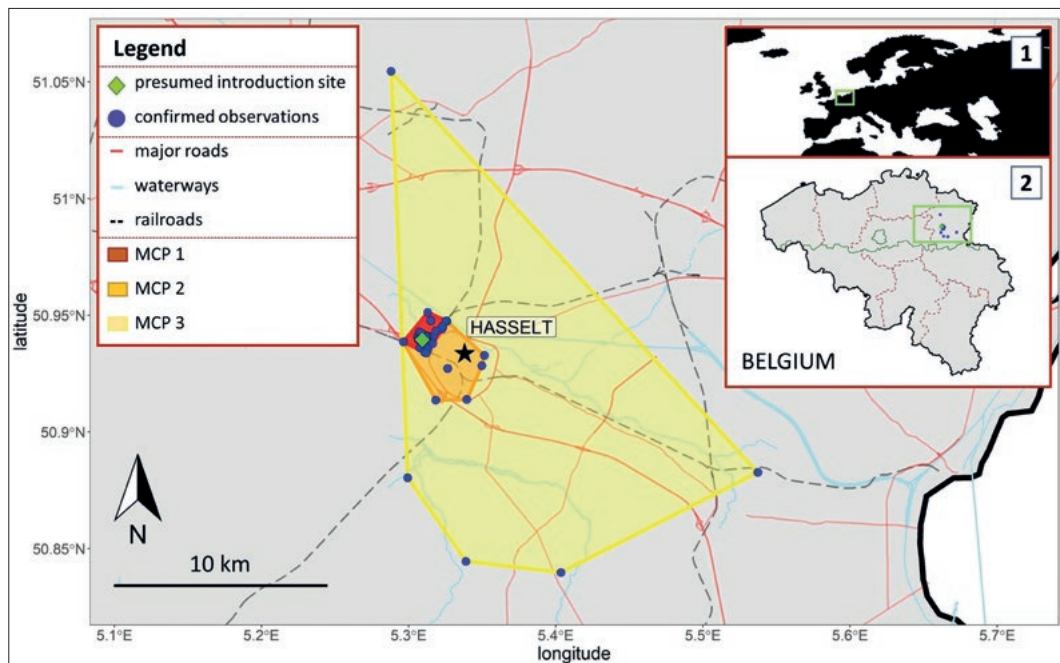
Figuur 2. *Elaphe taeniura* in België. (A) Aantal waarnemingen (kleur geeft de herkomst van de gegevens weer) en verwijderde slangen (punten) per jaar. (B) Een volwassen vrouwtje verzameld door de eerste auteur (4 september 2018) en (C) spoorwaghabitat van *E. taeniura* in België, een typische habitat voor veel ectothermen in Midden- en Noord-Europa, op deze specifieke locatie gedeeld met inheemse hazelworm (*Anguis fragilis*) en niet-inheemse muurhagedis (*Podarcis muralis*). Foto's door Lvd.

Figure 2. *Elaphe taeniura* in Belgium. (A) Number of observations (colour depicts data origin) and removed snakes (points) per year. (B) An adult female collected by the first author (September 4th 2018) and (C) railroad habitat of *E. taeniura* in Belgium, a typical habitat for many ectotherms in central and northern Europe, in this particular location shared with native slow worm (*Anguis fragilis*) and non-native common wall lizard (*Podarcis muralis*). Photographs by Lvd.

wat de gevangen slangen goed doet passen binnen het groottebereik van *Elaphe taeniura taeniura*, waarvoor een lengte van 130-160 cm wordt gerapporteerd (Gumprecht 2004).

Prachtslangen zijn populaire huisdieren door hun aantrekkelijke uiterlijk (Gumprecht 2004) en gemakkelijke verzorging (Schulz 1996). Daardoor zijn vrijgelaten of ontsnapte exemplaren

observations are recorded (Figure 3) adds likeliness to this hypothesis. Consulted prices of online retailers offering *Elaphe taeniura* for sale (N=27) range from € 39 to € 504 per animal, depending on country, subspecies, size, scarcity and aberrant colouration. The subspecies *Elaphe taeniura friesi* (N=11), *Elaphe taeniura callicyanous* (N=8) and *Elaphe taeniura taeniura* (N=5) were more often found to be for



Figuur 3. Verspreidingskaart van *Elaphe taeniura* in België (inset 1, 2), Europa. Minimale convexe polygonen (MCP) toegevoegd voor het kernverspreidingsgebied (MCP1), de waarnemingen rond de stad (MCP2) en alle waarnemingen (MCP3).
 Figure 3. Distribution map of *Elaphe taeniura* in Belgium (inset 1, 2), Europe. Minimum convex polygons (MCP) added for the core distribution area (MCP1), the observations around the city (MCP2) and all observations (MCP3).

de waarschijnlijkste herkomst van de populatie in België. De aanwezigheid van een reptielspecialzaak in de regio van de meeste waarnemingen (Figuur 3) die practiceslangen importeerde, verspreide en verkocht, vergroot de waarschijnlijkheid van deze hypothese. Opgevraagde prijzen bij online winkels die *Elaphe taeniura* verkochten ($n=27$) variëren van € 39 tot € 504 per dier, afhankelijk van het land, ondersoort, grootte, zeldzaamheid en afwijkende kleurstelling. De ondersoorten *Elaphe taeniura friesi* ($n=11$), *Elaphe taeniura callicyanous* ($n=8$) en *Elaphe taeniura taeniura* ($n=5$) werden vaker te koop aangeboden dan *Elaphe taeniura grabowski* ($n=1$), *Elaphe taeniura ridleyi* ($n=1$) en *Elaphe taeniura mocquardi* ($n=1$). Hoewel zowel de telling van de schubben als de fenotypische karakteristieken aangeven dat de exemplaren in België toebehoren aan het taxon *Elaphe taeniura taeniura*, is voorzichtigheid geboden bij introducties potentieel uit de huisdierhandel

sale than *Elaphe taeniura grabowskyi* ($N=1$), *Elaphe taeniura ridleyi* ($N=1$) and *Elaphe taeniura mocquardi* ($N=1$). While both scale counts and phenotypic characteristics indicate that the specimens in Belgium belong to the taxon *Elaphe taeniura taeniura*, care should be taken with introductions potentially originating from the pet trade, as inter- and intraspecific hybrids are common in captivity, even when morphologically seemingly belonging to a single (sub)species (e.g. *Pituophis* sp. in the Netherlands, Struijk 2018).

Distribution in Belgium

The first confirmed observation of *Elaphe taeniura* in the wild in Belgium was on 26 October 2006. In subsequent years, the number of observations increased (Figure 2A), with a cumulative total of 73 observations by the end of 2019. These observations consisted of 64 live snakes (50 were removed from the wild), three

afkomstig, aangezien inter- en intraspecifieke hybrides regelmatig voorkomen in gevangenschap, ook wanneer ze ogenschijnlijk toebehooren aan een enkele (onder)soort (bijvoorbeeld *Pituophis* sp. in Nederland, Struijk 2018).

Verspreiding in België

De eerste bevestigde waarneming van *Elaphe taniura* in het wild in België was op 26 oktober 2006. In de opvolgende jaren steeg het aantal waarnemingen (Figuur 2A), met een cumulatief totaal van 73 waarnemingen tegen het einde van 2019. Deze waarnemingen bestaan uit 64 levende slangen (vijftig zijn uit het wild verwijderd), drie dode slangen, zes eieren (in één legsel) en drie vervellingen. Doordat er slangen in alle stadia van het leven in het wild werden waargenomen, is het waarschijnlijk dat de populatie gevestigd is, oftewel zich voortplantend en zelfvoorzienend zonder verdere introducties. De meeste waarnemingen clusteren zich rond het spoornetwerk in het westelijke deel van de stad Hasselt, provincie Limburg (Figuur 3, tabel S1). Echter, er zijn vijf waarnemingen gedaan tot vijftien kilometer buiten Hasselt. Er is verder onderzoek nodig om de natuurlijke verspreidingscapaciteit van deze soort in België vast te stellen en het mogelijke effect van meeliften in treinen en auto's, om het voorkomen ver van de introductieplek te kunnen verklaren. Rekening houdende met alle waarnemingen, is het verspreidingsgebied (minimum convex polygon) 208 km². Echter, wanneer de enkele waarnemingen buiten de kern (n=5) uitgesloten worden, is het verspreidingsgebied verkleind tot 10 km². Wanneer ook de waarnemingen in het stadshart n=5) uitgesloten worden, blijft er een kernverspreidingsgebied van slechts 2 km² over. De meerderheid (86%) van de waarnemingen (n=63) komen dus uit een relatief klein gebied (Figuur 3). Dit is waarschijnlijk een onderschatting van de werkelijke verspreiding van de soort in België, omdat de gegevens voornamelijk opportunistisch zijn en de onderzoeken alleen uitgevoerd werden in de gebieden waar waarnemingen vastgesteld zijn. Verder is het spoornetwerk voor publiek afgesloten en zijn waarnemingen door spoorwegpersoneel niet systematisch vastgelegd.

dead snakes, six eggs (in a single clutch) and three shed skins. As snakes of all life stages have been observed in the wild, it is likely that the population is established, in other words, reproducing and self-sustaining without further introductions. Most observations cluster around the railroads in the western part of the city of Hasselt, Limburg Province (Figure 3, Table S1). However, five observations were recorded up to 15 kilometers outside of Hasselt. Further research is needed to assess the natural dispersal capacity of this species in Belgium and the possible effect of hitchhiking in trains or cars to explain occurrences further away from the introduction site. When taking all observations into account, the area of occupancy (minimum convex polygon) is 208 km². However, when the few observations outside the main cluster (N=5) are removed, the area of occupancy is reduced to 10 km². If in addition the observations in the city center (N=5) are excluded, only 2 km² remains as the core distribution area. The majority (86%) of the observations (N=63) are thus from a relatively small area (Figure 3). This is, however, most likely an underestimation of the actual distribution of the species in Belgium, as the data presented here is largely opportunistic and surveys were only conducted in areas where observations had been recorded. Furthermore, the train tracks are off limits to the public, and observations by railway personnel have not been systematically recorded.

Ecology and life history in Belgium

Within the occupied area in Belgium, most observations are recorded along railroad embankments (Figure 2C) and in adjacent areas. Due to a warmer microclimate, railroads are also a preferred habitat of native snakes (*Vipera berus*, *Natrix helvetica* and *Coronella austriaca*), where these species often occur in higher densities than in other habitats, especially in southern Belgium (Graitson *et al.* 2020). The railroad where most of the observations were made is exposed to direct sunlight, provides shelter (for example cable trays) and houses ample prey species (such as rodents). Isolated observations stem from (ware)hous-

Ecologie en de levensgeschiedenis in België

Binnen het bezette gebied zijn de meeste waarnemingen vastgelegd langs de spoortaluds (Figuur 2C) en de naastgelegen gebieden. Door het warmere microklimaat zijn spoorwegen ook een voorkeurs habitat voor inheemse slangen (*Vipera berus*, *Natrix helvetica* en *Coronella austriaca*) waar deze soorten vaak in grotere aantallen voorkomen dan in andere habitats, vooral in zuidelijk België (Graitson *et al.* 2020). Het spoor netwerk waar de meeste waarnemingen gedaan zijn, is blootgesteld aan direct zonlicht, biedt beschutting (bijvoorbeeld kabelgoten) en biedt onderkomen aan vele prooisorten (zoals knaagdieren). Geïsoleerde waarnemingen komen van (opslag)huizen, tuinen en aangereiden exemplaren. Tijdens gerichte zoektochten van de auteurs werd er maar één slang actief in het open veld gevonden, terwijl de rest van de exemplaren onder kunstmatige schuilplaatsen gevonden werden. Een (semi-) beschermt leven is ook in het wild vastgesteld (Gumprecht 2004; Moseley 2008). In hun natuurlijke verspreidingsgebied komt *Elaphe taeniura taeniura* voor in (sub)tropische, gematigde en continentale klimaatzones, van zeeniveau tot 1.500 m hoogte (Schulz 1987) en overwintert tot vijf maanden (Gumprecht 2004). Overwintering vindt in België vermoedelijk plaats waar de kabels van de spoorwegen zorgen voor een diepere ondergrondse penetratie. De laatste datum in het jaar waarop we een pracht slang gevonden hebben, was 8 oktober (2019); de vroegste was 12 maart (2020), wat een vergelijkbare winterrust laat zien met de inheemse Belgische slangensoorten. De gemiddelde luchttemperatuur tijdens de zomer in Shenyang, Noord-oost-China, dicht bij de natuurlijke noordelijke verspreidingsgrens van *Elaphe taeniura taeniura* is hoger (juni-augustus: 23,8°C, Climate-data 2020) dan de gemiddelde luchttemperatuur tijdens de zomer in Hasselt, België (juni-augustus: 17,6°C, KMI 2020). Zodoende lijkt de temperatuur die nodig is voor de incubatie van de eieren, de grootste uitdaging voor pracht slangen in België. Bij een temperatuur van 22-28°C komen de eieren na 70-75 dagen uit (Schulz 1987). Daardoor is *Elaphe taeniura* in België beperkt tot specifieke microklimaten voor eiafzetting. Zes eieren werden begraven

es, gardens, and as roadkills. During targeted searches the authors found only one snake active on the surface, with all other specimens located under artificial cover. A (semi-)fossorial ecology is also reported in the wild (Gumprecht 2004; Moseley 2008). In their native range, *Elaphe taeniura taeniura* inhabits (sub)tropical, temperate and continental climate zones from sea level up to 1,500 m (Schulz 1987) and brumates for up to five months (Gumprecht 2004). Brumation in Belgium is suspected to occur in locations where railroad cables allow deeper underground penetration. The latest date in the year we recorded a beauty rat snake during directed surveys was October 8th (2019); the earliest was March 12th (2020), indicating a comparable brumation period to that of native Belgian snake species. The average summer air temperature in Shenyang, northeast China, close to the natural northern range limit of *Elaphe taeniura taeniura* is higher (June–August: 23.8°C, Climate-data 2020) than the average summer air temperature in Hasselt, Belgium (June–August: 17.6°C, KMI 2020). Consequently, the major bottleneck for beauty rat snakes in Belgium is thought to be the temperature necessary for egg development. At a temperature of 22–28°C the eggs hatch after 70–75 days (Schulz 1987). As such, in Belgium, *Elaphe taeniura* is limited to specific microclimates for egg-laying. Six eggs were discovered buried under wood on top of the railway embankment on July 1st, 2016 (Engelen 2016). However, other anthropogenic structures are capable of providing suitable temperatures. Examples of European snake species relying on anthropogenic heat sources for egg deposition are grass snakes (*Natrix* spp., including native *Natrix helvetica*) which use manure and compost heaps and can therefore occur at higher latitudes than other egg-laying species, escaping natural thermal limits (Löwenborg *et al.* 2010). Likewise, Aesculapian snake (*Zamenis longissimus*), a European rat snake species, uses manure and compost heaps as egg deposition sites at the northern edge of its range (Kovar *et al.* 2016). It is thus likely that beauty rat snakes will readily use anthropogenic structures. Furthermore, climate change

onder hout bovenop een spoortalud ontdekt op 1 juli 2016 (Engelen 2016). Er zijn echter andere antropogene structuren mogelijk in het voorzien van geschikte temperaturen. Voorbeelden van Europese slangensoorten die afhankelijk zijn van antropogene warmtebronnen voor eiafzet zijn ringslangen (*Natrix* spp., waaronder de inheemse *Natrix helvetica*) welke mest- en composthoppen gebruiken om te ontsnappen aan de natuurlijke temperatuurslimieten en daarom voorkomen op hogere breedtegraden dan andere eileggende soorten (Löwenborg *et al.* 2010). Daarmee vergelijkbaar gebruikt de esculaapslang (*Zamenis longissimus*), een Europese rattenslangensoort, op de noordelijke rand van zijn verspreidingsgebied mest- en composthoppen als afzetplekken voor de eieren (Kovar *et al.* 2016). Het is dus aannemelijk dat prachtslangen makkelijk gebruik maken van antropogene structuren. Verder kan klimaatverandering het voortplantingssucces en de verspreiding van *Elaphe taeniura* in België vergroten. Informatie over de levensfase werd van 38 slangen verzameld, bestaande uit vierentwintig volwassen dieren, zeven subadulten en zeven juvenielen. Het geslacht werd bij vijftien slangen bepaald, waarvan tien mannen en vijf vrouwen. Het gemiddelde gewicht ($\pm$ SD) van tien gewogen volwassen dieren was 380 ± 144 g, met een maximum van 551 g. De gemiddelde lengte ($\pm$ SD) was 118 ± 18 cm, met een maximum van 142 cm. De gevangen slangen waren alle gezond en vertoonden natuurlijk gedrag. Analyse van het dieet van de Belgische *Elaphe taeniura* zijn nog niet uitgevoerd. Aannemelijk is dat de populatie zich voornamelijk voedt met knaagdieren, die ruim voorkomen in hun ondergrondse habitat. Deze aanname wordt bevestigd door het vinden van twee subadulte bruine ratten, *Rattus norvegicus*, uitgebraakt na de vangst van twee volwassen slangen: één in september 2018 en één in juli 2020.

Effectbeoordeling

Door een vermeende mismatch tussen de natuurlijke verspreiding en het Europese klimaat (Butger *et al.* 2014) en de onzekerheid betreffende het klimaat van herkomst (Kopecký *et al.* 2016) werden prachtslangen bij een eerdere risicobeoordeling niet gezien als soort waar

can increase reproductive success and distribution of *Elaphe taeniura* in Belgium. Life stage information was obtained for 38 snakes, comprising 24 adults, seven subadults and seven neonates. Sex was recorded for 15 snakes, of which ten males and five females. The average weight ($\pm$ SD) of ten measured adults was 380 ± 144 g, with a maximum of 551 g. The average length ($\pm$ SD) was 118 ± 18 cm, with a maximum of 142 cm. Captured snakes were all healthy and behaved naturally. Diet analyses of Belgian *Elaphe taeniura* have not yet been performed. Presumably, the population largely subsists on rodents, plentiful in their subterranean habitat. Corroborating this assumption are the observations of two subadult brown rats, *Rattus norvegicus*, regurgitated post-capture by two adult snakes: one in September 2018 and one in July 2020.

Impact assessment

Due to an alleged mismatch between the native range and European climate (Bugter *et al.* 2014), and uncertainty regarding its native climate (Kopecký *et al.* 2016), previous risk assessments for beauty rat snakes in Europe have not considered the species to be of concern. Overall, species distribution models tend to be poor predictors of invasive potential (Liu *et al.* 2020). The here presented case of establishment in Belgium exemplifies the ecological flexibility of the species to adapt to man-made habitats and underlines the importance of including microclimatic variation in risk assessments. Climate envelope models, often used for ectotherms, comparing climate of the native range to the climate of the assessment area rely on standardized minima, maxima and average temperatures (Bomford *et al.* 2009), overlooking key local climatic variations, in this case railways with a warmer microclimate, dispersal opportunities (Ascensão and Capinha 2017) and urban heat island effects (Oke 1973). Likewise, alien populations of the common wall lizard (*Podarcis muralis*), have spread and established themselves outside of their native range by virtue of the railways and assisted train dispersal in Belgium (Jooris and Lehouck 2007). The

men zich zorgen om hoeft te maken. Algemeen genomen zijn soortverspreidingsmodellen een slechte voorspeller van het invasieve potentieel (Lui *et al.* 2020). De hier gepresenteerde casus van vaststelling in België toont een voorbeeld van de ecologische flexibiliteit van de soort om zich aan te passen aan de door mens gemaakte habitats en onderstreept het belang van toevoegen van variatie in het microklimaat in de risicobeoordeling. Klimaatvelopmodellen die vaak gebruikt worden voor de vergelijking van buitentemperaturen van het klimaat in het natuurlijke verspreidingsgebied en het beoordeelde gebied zijn afhankelijk van gestandaardiseerde minimum-, maximum- en gemiddelde temperaturen (Bomford *et al.* 2009), daarbij belangrijke lokale klimaatvariaties, in dit geval de spoorwegen met een warmer microklimaat over het hoofd ziend als verspreidingsmogelijkheden (Ascensã en Capinha 2017) evenals stedelijke warmte-eilandeffecten (Oke 1973). Hetzelfde geldt voor exotische populaties van de muurhagedis (*Podarcis muralis*), die zich verspreid en gevestigd hebben buiten hun natuurlijke bereik dankzij de spoorwegen en het treinnetwerk in België (Jooris en Lehouck 2007). De nauw verwante *Elaphe schrenckii* is een vastgestelde exoot in Nederland met een Invasieve Soorten Milieu Impact Beoordeling (ISEIA) waardering van B1 (Branquart 2009), d.w.z. gemiddeld risico voor het milieu in geïsoleerde populaties (Van Koppel *et al.* 2012). In China worden populaties van *Elaphe taeniura* uit Hong Kong en Beijing gezien als niet-inheems (Francis en Ferguson 2018; Midtgaard 2019), het risico onderstrepnd van vestiging van niet inheemse populaties in Azië. Waarnemingen van *Elaphe taeniura* in Rusland en Korea zijn waarschijnlijk door de mens veroorzaakt (Schulz 1996) net als een waarneming van *Elaphe taeniura* in een Chinese lading in Nieuw Zeeland (Gill *et al.* 2010). *Elaphe taeniura* wordt dientengevolge als een bedreiging beschouwd, zich waarschijnlijk verspreidend via militaire wegen in Azië (Pitt *et al.* 2010). Aanvullend wordt *Elaphe taeniura* gezien als een invasieve soort in Japan, afkomstig van dieren uit gevangenschap. Hier wordt de Taiwanese ondersoort (*Elaphe taeniura friesi*) gevonden in het zuidcentrale deel van Okinawa

closely related *Elaphe schrenckii* is an established alien species in the Netherlands with an Invasive Species Environmental Impact Assessment (ISEIA) rating of B1 (Branquart 2009), in other words, moderate environmental risk occurring in isolated populations (Van de Koppel *et al.* 2012). In China, the populations of *Elaphe taeniura* from Hong Kong and Beijing are presumed to be non-native (Francis and Ferguson 2018; Midtgaard 2019), highlighting the risk for the establishment of non-native populations in Asia. Records of *Elaphe taeniura* in Russia and Korea are probably human-mediated (Schulz 1996), as well as an observation of *Elaphe taeniura* in Chinese cargo in New Zealand (Gill *et al.* 2010). Consequently, *Elaphe taeniura* is regarded as a threat, potentially spreading via military pathways in Asia (Pitt *et al.* 2010). In addition, *Elaphe taeniura* is reported as an invasive species in Japan, originating from captive animals. Here, the Taiwanese subspecies (*Elaphe taeniura friesi*) has been recorded in the south-central part of Okinawa island since 2003 and is considered of conservation concern through potential predation on endemic mammals and birds (Ota *et al.* 2004). Therefore, *Elaphe taeniura friesi* has been banned for import, transport and keeping (Mito and Uesugi 2004) and wild caught specimens are bought and removed by the environmental department of Okinawa as a mitigation measure (Okinawa Prefecture 2019). Using the ISEIA-protocol (an environmental impact assessment following Branquart 2009), for a worst-case scenario where *Elaphe taeniura* occupies all potential habitats in Belgium, we tentatively classify *Elaphe taeniura* as a B1 species (Table S3), in other words, a watch-list species with moderate environmental risk currently occurring in isolated populations. However, to perform a full risk assessment to evaluate its invasive potential under climate change, more systematic surveys are needed to determine the distribution extent and size of this population, and to gather more data on its ecology. Social impact is presently limited, as the habitat is largely inaccessible to the public. However, observations of beauty rat

eiland sinds 2003 en wordt gezien als zorg voor de instandhouding door de mogelijke jacht op endemische zoogdieren en vogels (Ota *et al.* 2004). Daarom is het verboden om *Elaphe taeniura friesi* te importeren, te transporten en te houden (Mito en Uesugi 2004) en in het wild gevangen exemplaren worden opgekocht en verwijderd door de milieufdeling van Okinawa als mitigerende maatregel (Okinawa Prefectuur 2019). Gebruikmakend van het ISEIA-protocol (een milieu-impactbeoordeling volgens Brancquart 2009), voor het ergste scenario waarbij *Elaphe taeniura* alle mogelijke habitats in België inneemt, classificeren we *Elaphe taeniura* voorlopig als een B1-soort (Tabel S3), dat wil zeggen een soort om te volgen, met gemiddeld milieurisico momenteel voorkomend in geïsoleerde populaties. Echter, om een volledige risicobeoordeling uit te voeren om het invasieve potentieel bij klimaatverandering te bepalen, zijn meer systematische onderzoeken nodig om de verspreidingsvorm en grootte van de populatie te bepalen en meer gegevens te verzamelen over hun ecologie. Sociale impact is momenteel beperkt, omdat de habitat voornamelijk voor publiek ontoegankelijk is. Echter, waarnemingen van de prachtslangen in nieuwbouwhuizen en gebouwen dicht bij de spoorwegen hebben gezorgd voor enige sociale onrust. Gezondheidsgevaar voor spoorwegpersoneel vanwege een angstreactie is een zorg, omdat de prachtslangen vaak tegengekomen worden tijdens onderhoudswerkzaamheden. Economische schade is nog niet gemeld, maar potentiële hindering van het treinverkeer door kortsluiting is mogelijk. Overdracht van zoönosen is niet aannemelijk (Bugter *et al.* 2014).

Vooruitzichten

Ongeacht de milieu- en andere risico's geassocieerd met de introductie van *Elaphe taeniura*, zal risicobeoordeling aangevuld moeten worden met risicobeheersing (Booy *et al.* 2017, 2020). Aan de preventieve kant is er sinds 2019 een positieflijst van reptielen van kracht (Vlaamse Overheid 2019) die de verkoop en het bezit van prachtslangen samen met andere soorten in de Vlaamse regio verbiedt en effectief mogelijke toekomstige introducties beperkt. Ook al

snakes in new housing estates and properties close to the railways have caused some social unrest. Health hazards for railroad workers due to fear responses are a concern, as beauty rat snakes are frequently encountered during construction works. Economic impact has not been reported, but potential disruption of train traffic is possible due to wire shorting. Zoonotic disease transmission is unlikely (Bugter *et al.* 2014).

Future outlook

Regardless of environmental and other risks associated with the introduction of *Elaphe taeniura*, risk management should complement risk assessment (Booy *et al.* 2017, 2020). On the prevention side, from 2019, a Positive List of reptiles is in force (Flemish Government 2019) which forbids the sale and possession of, among other species, beauty rat snakes in the Flemish region, effectively limiting the potential for future introductions. Although some positive results have been achieved with the eradication of alien snakes from restricted localities, attempts to eradicate snakes from larger areas have not been successful (Rodda *et al.* 2002). Hand capture has been documented as an effective method to capture significant numbers of snakes (Cabrera-Pérez *et al.* 2012), although other methods may be needed to ensure complete removal, including artificial refugia or specific traps (Rodda *et al.* 1999). The specific site conditions in this case, an active railway inaccessible to the public, pose additional management challenges. Current trapping methods are also untested for use on this species, which would warrant an adaptive management approach. Clearly, there is a strong link between eradication feasibility and invasion extent (Booy *et al.* 2020). Therefore, for eradication to work, the time to act is now. For eradication efforts to be effective, knowledge gaps on distribution need to be closed through dedicated surveys. Other factors important for a successful control campaign include clear lines of responsibility, dedicated budgets and perseverance, political and stakeholder support, clear risk communication, as well as thorough scientific follow-up (e.g. Adriaens *et al.* 2015).

zijn er positieve resultaten bereikt met uitroeiing van exotische slangen in begrensde gebieden, pogingen tot het uitroeien van slangen in grotere gebieden zijn niet succesvol gebleken (Rodda *et al.* 2002). Met de hand vangen blijkt een effectieve methode te zijn om behoorlijke aantallen slangen te vangen (Cabrera-Pérez *et al.* 2012), echter, zijn er mogelijk andere methodes nodig om verzekerd te zijn van een volledige verwijdering, inclusief kunstmatige schuilplekken of specifieke vallen (Rodda *et al.* 1999). De specifieke omgevingscondities vormen in dit geval, een actief spoorwegstelsel ontoegankelijk voor publiek, aanvullende uitdagingen voor het beheer. Huidige vangstmethoden zijn ook niet getest voor het gebruik bij deze soort, wat een adaptieve beheersaanpak nodig maakt. Er is duidelijk een sterk verband tussen de haalbaarheid van uitroeiing en de uitbreiding van de invasie (Booy *et al.* 2020). Voor een geslaagde uitroeiing is daarom nu de tijd om te handelen. Om de uitroeipogingen te laten slagen, moet de ontbrekende kennis over de verspreiding aangevuld worden met doelgerichte onderzoeken. Andere factoren die van belang zijn bij een succesvolle beheerscampagne zijn duidelijke lijnen van verantwoordelijkheden, toegewezen budgetten en doorzettingsvermogen, ondersteuning vanuit de politiek en andere belanghebbenden, duidelijke risicocommunicatie, alsmede een diepgaand wetenschappelijk vervolgonderzoek (bijv. Adriaens *et al.* 2015).

Dank

De auteurs willen hun dank uitspreken aan het Dierenopvangcentrum NHC Opglabbeek voor het delen van gegevens, publieke optreden, verwijdering, huisvesting en herplaatsing van veel prachtslangen. We bedanken Pascale Heylen en Greet Verelst (Infrabel) voor de vergunningen om onderzoek te doen langs de spoorwegen. Verder willen we Dr. Frank Huysentruyt (INBO) bedanken voor de identificatie van knaagdierprooien, Lien Reyserhove voor haar hulp bij het publiceren van de checklist invasieve exotische herpetofauna van België en Steve Devis voor de hulp bij genetische onderzoeken en telling van schubben. Dankbaar zijn we Joseph A. Wasilewski (Natural Selections of South Florida, Inc;

Acknowledgements

The authors wish to express their gratitude to the Animal Rescue Centre NHC Opglabbeek for contributing data, public outreach, removal, housing and rehoming of many beauty rat snakes. We thank Pascale Heylen and Greet Verelst (Infrabel) for permits to monitor along the railway tracks. Furthermore, we would like to thank Dr. Frank Huysentruyt (INBO) for rodent prey identification, Lien Reyserhove for her aid in publishing the checklist of alien herpetofauna of Belgium, and Steve Devis for helping with the genetic analyses and scale counts. We are grateful to Joseph A Wasilewski (Natural Selections of South Florida, Inc; IUCN Crocodile and Iguana Specialist Group) for advice on potential management options and Dr. Kim Roelants (Vrije Universiteit Brussel) and Andreas Gumprecht for providing comments on the manuscript. We thank Dr. Koichi Goka (National Institute for Environmental Studies, Invasive Alien Species Team) and Dr. Mitsuhiro Toda (Japan Wildlife Research Center) for information on the Japanese beauty rat snake invasion. The suggestions and comments of two anonymous reviewers are greatly appreciated.

Funding Declaration

We acknowledge the support of the Belgian Science Policy Office under the TrIAS project (BR/165/A1/TrIAS) and Alien-CSI COST Action (CA17122), supported by COST (European Cooperation in Science and Technology).

Authors' Contribution

LvD, JS and TA conceptualized the research and wrote the original draft. LvD and PE performed the data collection. RB, DH and SN performed the genetic analysis. All authors contributed to the writing and revisions of the manuscript.

Supplementary material

The following supplementary material is available for this article: Table S1. Consolidated observations of *Elaphe taeniura* in Belgium from 2006–2019. Table S2. Recorded non-European snake species in Belgium. Table S3. ISEA scoring of the beauty rat snake, *Elaphe tae-*

IUCN Crocodile and Iguana Specialist Group) voor het advies in mogelijke beheersopties en Dr. Kim Roelants (Vrije Universiteit Brussel) en Andreas Gumprecht voor het leveren van commentaar op het manuscript. We danken Dr. Koichi Goka (National Institute for Environmental Studies, Invasive Alien Species Team) en Dr. Mitsuko Toda (Japan Wildlife Research Center) voor informatie over de invasie van prachtslangen in Japan. De suggesties en commentaren van twee anonieme beoordelaars zijn bijzonder gewaardeerd.

Fondsenverklaring

Wij zijn erkentelijk voor de steun van het Belgische Wetenschappelijk Beleidskantor onder het TrIAS project (BR/165/A1/TrIAS) en Alien-CSI COST Action (CA17122), ondersteund door COST (Europese Coöperatie in Wetenschap en Technologie).

Auteursbijdrage

LvD, JS en TA conceptualiseerden het onderzoek en schreven het originele concept. LvD en PE hebben de gegevensverzameling uitgevoerd. RB, DH en SN hebben genetisch onderzoek uitgevoerd. Alle auteurs hebben bijgedragen aan het schrijven en reviseren van het manuscript.

Aanvullend materiaal

Het volgende aanvullende materiaal voor dit artikel is beschikbaar: Tabel S1. Geconsolideerde waarnemingen van *Elaphe taeniura* in België 2006-2019. Tabel S2. Geregistreerde niet-Europese slangensoorten in België. Tabel S3. ISEIA score van de prachtslang, *Elaphe taeniura* in het ergste scenario in België. Dit materiaal is beschikbaar als onderdeel van het online artikel: www.reabic.net/journals/bir/2021/Supplements/BIR_2021_vanDoorn_etal_SupplementaryMaterial.xlsx

Eerder gepubliceerd in *BioInvasions Records* (2021) Volume 10, Issue 3: 741–754 en gepubliceerd in *Litteratura Serpentina* met toestemming van de auteurs.

Vertaling uit het Engels door Raymond Kuijff.

niura under a worst-case scenario in Belgium. This material is available as part of online article from: http://www.reabic.net/journals/bir/2021/Supplements/BIR_2021_vanDoorn_etal_SupplementaryMaterial.xlsx

Earlier published in *BioInvasions Records* (2021) Volume 10, Issue 3: 741–754 and republished in *Litteratura Serpentina* with permission of the authors.

Referenties / References

- Adriaens, T.; Baert, K.; Breyne, P.; Caesar, J.; Devisscher, S.; Onkelinx, T.; Pieters, S.; Stuyck, J. 2015. Successful eradication of a suburban Pallas's squirrel *Callosciurus erythraeus* (Pallas 1779) (Rodentia, Sciuridae) population in Flanders (northern Belgium). *Biological Invasions* 17: 2517–2526. <https://doi.org/10.1007/s10530-015-0898-z>.
- Ascensão, F.; Capinha, C. 2017. Aliens on the Move: Transportation Networks and Non-native Species. In: Borda-de-Água, L.; Barrientos, R.; Beja, P.; Pereira, H.M. (eds). *Railway ecology*. Springer. pp 65–80. https://doi.org/10.1007/978-3-319-57496-7_5.
- Bomford, M.; Kraus, F.; Barry, S.C.; Lawrence, E. 2009. Predicting establishment success for alien reptiles and amphibians: A role for climate matching. *Biological Invasions* 11: 713–724. <https://doi.org/10.1007/s10530-008-9285->.
- Booy, O.; Mill, A.C.; Roy, H.E.; Hiley, A.; Moore, N.; Robertson, P.; Baker, S.; Brazier, M.; Bue, M.; Bullock, R.; Campbell, S.; Eyre, D.; Foster, J.; Hatton-Ellis, M.; Long, J.; Macadam, C.; Morrison-Bell, C.; Mumford, J.; Newman, J.; Parrott, D.; Payne, R.; Renals, T.; Rodgers, E.; Spencer, M.; Stebbing, P.; Sutton-Croft, M.; Walker, K.J.; Ward, A.; Whittaker, S.; Wyn, G. 2017. Risk management to prioritise the eradication of new and emerging invasive non-native species. *Biological Invasions* 19: 2401–2417. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1451-z>.
- Booy, O.; Robertson, P.A.; Moore, N.; Ward, J.; Roy, H.E.; Adriaens, T.; Shaw, D.; Van Valkenburg, J.; Wyn, G.; Bertolino, S.; Blight, O.; Branquart, E.; Brundu, G.; Caffrey, J.; Capizzi, D.; Caesar, J.; De Clerck, O.; Coughlan, N.E.; Davis, E.; Dick, J.T.A.; Essl, F.; Fried, G.; Genovesi, P.; González-Moreno, P.; Huysentruyt, F.; Jenkins, S.R.; Kerckhof, F.; Lucy, F.E.; Nentwig, W.; Newman, J.; Rabitsch, W.; Roy, S.; Starfinger, U.; Stebbing, P.D.; Stuyck, J.; Sutton-Croft, M.; Tricarico, E.; Vanderhoeven, S.; Verreycken, H.; Mill, A.C. 2020. Using structured eradication feasibility assessment to prioritise the management of new and emerging invasive alien species in Europe. *Global Change Biology* 26: 6235–6250. <https://doi.org/10.1111/gcb.15280>.
- Branquart, E. 2009. *Guidelines for environmental impact assessment and list classification of non-native organisms in Belgium*. Version 2.6 (07/12/2009). Belgian Biodiversity Platform, Belgium. <http://ias.biodiversity.be/>
- Bugter, R.J.F.; Van de Koppel, S.; Creemers, R.; Griffioen, A.J.; Ottburg, F.G.W. 2014. *Uitheemse slangen in Nederland. Een analyse van de kans op introductie, vestiging, uitbreiding en schade*. Alterra-rapport 2496. RAVON Rapport 2013.112. Natuurbalans-Limes DivergensRapport 12-181. 122 pp.
- Cabrera-Pérez, M.A.; Gallo-Barnetto, R.; Esteve, I.; Patiño-Martínez, C.; López-Jurado, L.F. 2012. 'The management and control of the California kingsnake in Gran Canaria (Canary Islands)'. Project LIFE+ *Lampropeltis*. *Aliens: The Invasive Species Bulletin Newsletter of the IUCN/SSC Invasive Species Specialist Group* 32: 20–28.
- Cadi, A.; Joly, P. 2003. 'Competition for basking places between the endangered European pond turtle (*Emys orbicularis galloitalica*) and the introduced red-eared slider (*Trachemys scripta elegans*)'. *Canadian Journal of Zoology* 81: 1392–1398. <https://doi.org/10.1139/z04-170>.
- Climate-data. 2020. Shenyang climate (China). <https://en.climate-data.org/asia/china/liaoning/shenyang3502/> (accessed 7 September 2020).
- Cope, E.D. 1861. 'Catalogue of the colubrids in the museum of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia'. Part 3. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia* 12: 553–566.
- Engelen, P. 2016. 'Taiwanese rattenslang plant zich voort dankzij microklimaat'. Nieuwsbericht natuurlandpunt. <https://www.natuurlandpunt.be/nieuws/taiwanese-rattenslang-plant-zich-voort-dankzij-microklimaat20160707> (accessed 25 August 2020).

- Filz, K.J.; Bohr, A.; Lötters, S. 2018. 'Abandoned Foreigners; is the stage set for exotic pet reptiles to invade Central Europe?' *Biodiversity and Conservation* 27: 417–435. [https://doi.org/ 10.1007/s10531-017-1444-3](https://doi.org/10.1007/s10531-017-1444-3).
- Flemish Government. 2019. Besluit van de Vlaamse Regering tot vaststelling van de lijst van reptielen die gehouden mogen worden. <https://dierenwelzijn.vlaanderen.be/sites/default/files/atoms/files/BVR%2022.03.19%20Positieve%20lijst%20reptielen.pdf> (accessed 28 September 2020).
- Francis, A.; Ferguson, R. 2018. 'Beauty rat snake *Orthriophis taeniurus*'. <https://www.hongkongsnakeid.com/taiwan-beauty-snake> (accessed 25 August 2020).
- Gill, B.J.; Bejakovtch, D.; Whitaker, A.H. 2010. Records of foreign reptiles and amphibians accidentally imported to New Zealand. *New Zealand Journal of Zoology* 28: 351–359. <https://doi.org/10.1080/03014223.2001.9518274>.
- Gumprecht, A. 2004. Die Schönnatter, *Orthriophis taeniurus* (*Elaphe taeniura*). Natur und Tier, Münster.
- Graitson, E.; Ursenbacher, S.; Lourdais, O. 2020. 'Snake conservation in anthropized landscapes: considering artificial habitats and questioning management of semi-natural habitats'. *European Journal of Wildlife Research* 66: 39. <https://doi.org/10.1007/s10344-020-01373-2>.
- Holsbeek, G.; Mergeay, J.; Hotz, H.; Plötner, J.; Volckaert, F.A.M.; De Meester, L. 2008. 'A cryptic invasion within an invasion and widespread introgression in the European water frog complex: Consequences of uncontrolled commercial trade and weak international legislation'. *Molecular Ecology* 17: 5023–5035. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2008.03984.x>.
- Hulme, P.E.; Bacher, S.; Kenis, M.; Klotz, S.; Kühn, I.; Minchin, D.; Nentwig, W.; Olenin, S.; Panov, V.; Pergl, J.; Pyšek, P.; Roques, A.; Sol, D.; Solarz, W.; Vil, M. 2008. 'Grasping at the routes of biological invasions: a framework for integrating pathways into policy'. *Journal of Applied Ecology* 45: 403–414. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01442.x>.
- Jooris, R.; Lehouck, M. 2007. 'De muurhagedis in Vlaanderen'. *Natuur.focus* 6(4): 123–129.
- KMI. 2020. Klimaatstatistieken van de Belgische gemeenten. Hasselt (nis 71022). https://www.meteo.be/resources/climatology/climateCity/pdf/climate_INS71022_nl.pdf (accessed 1 September 2020).
- Kopecký, O.; Patoka, J.; Kalous, L. 2016. 'Establishment risk and potential invasiveness of the selected exotic amphibians from pet trade in the European Union'. *Journal for Nature Conservation* 31: 22–28. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2016.02.007>.
- Kovar, R.; Brabec, M.; Vita, R.; Vodicka, R.; Bogdan, V. 2016. 'Nesting and over-wintering sites of Aesculapian snake, *Zamenis longissimus*, in an anthropogenic landscape in the northern extreme of its range'. *Herpetological Bulletin* 136: 35–36.
- Laufer, H. 2019. DGHT Intern - Zornnattern müssen abgefangen werden - Tiere sind abzugeben. *Elaphe* 2019(2): 94.
- Liu, C.; Wolter, C.; Xian, W.; Jeschke, J.M. 2020. Species distribution models have limited spatial transferability for invasive species. *Ecology Letters* 23: 1682–1692. <https://doi.org/10.1111/ele.13577>.
- Löwenborg, K.; Shine, R.; Kärvermo, S.; Hagman, M. 2010. 'Grass snakes exploit anthropogenic heat sources to overcome distributional limits imposed by oviparity'. *Functional Ecology* 24: 1095–1102. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2010.01730.x>.
- Measey, G.J.; Rödder, D.; Green, S.L.; Kobayashi, R.; Lillo, F.; Lobos, G.; Rebelo, R.; Thirion, J.M. 2012. 'Ongoing invasions of the African clawed frog, *Xenopus laevis*: A global review'. *Biological Invasions* 14: 2255–2270. <https://doi.org/10.1007/s10530-012-0227-8>.
- Meyer, C.P. 2003. Molecular systematics of cowries (Gastropoda: Cypraeidae) and diversification patterns in the tropics. *Biological Journal of the Linnean Society* 79: 401–459. <https://doi.org/10.1046/j.1095-8312.2003.00197.x>.

- Midtgaard, R. 2019. Repfocus - A survey of the reptiles of the world. <http://www.repfocus.dk/> (accessed 2 October 2020).
- Mito, T.; Uesugi, T. 2004. 'Invasive alien species in Japan: the status quo and the new regulation for prevention of their adverse effects'. *Global Environmental Research* 8(2): 171–19.
- Monzón-Argüello, C.; Patiño-Martínez, C.; Christiansen, F.; Gallo-Barneto, R.; Cabrera-Pérez, M.Á.; Peña-Estévez, M.Á.; López-Jurado, L.F.; Lee, P.L.M. 2015. 'Snakes on an island: independent introductions have different potentials for invasion'. *Conservation Genetics* 16: 1225–1241. <https://doi.org/10.1007/s10592-015-0734-0>.
- Moseley, M. 2008. 'Size matters: scalar phenomena and a proposal for an ecological definition of "cave"'. *Cave and Karst Science* 35(3): 89–94.
- Oke, T.R. 1973. City size and the urban heat island. *Atmospheric Environment* 7: 769–779. [https://doi.org/10.1016/0004-6981\(73\)90140-6](https://doi.org/10.1016/0004-6981(73)90140-6).
- Okinawa prefecture. 2019. Okinawa Prefecture Species Countermeasures Project. <https://www.okinawa-ikimono.com/sujio/> (accessed 8 September 2020).
- Ota, H.; Mitsuhiro, T.; Masunaga, G.; Kikukawa, A.; Toda, M. 2004. Feral populations of amphibians and reptiles in the Ryukyu Archipelago, Japan. *Global Environmental Research* 8(2): 133–143.
- Oxtoby, G.P. 1988. 'Enkele observaties betreffende de Maleise rattenslang (*Elaphe taeniura ridleyi*) en de Taiwanese rattenslang (*Elaphe taeniura friesii*) in het terrarium'. *Lacerta* 46(10/11): 151–159.
- Paolino, G.; Scotti, R.; Grano, M. 2019. 'First detection of the "flowerpot snake" *Indotyphlops braminus* (Daudin, 1803) (Serpentes Typhlopidae) in Ischia (Italy): a new possible invasive species'. *Biodiversity Journal* 10: 321–324. <https://doi.org/10.31396/Biodiv.Jour.2019.10.4.321.324>.
- Pitt, W.C.; Stahl, R.; Yoder, C. 2010. Emerging challenges of managing island invasive species: potential invasive species unintentionally spread from military restructuring. USDA National Wildlife Research Center - Staff Publications 1280. <https://doi.org/10.5070/V424110495>.
- Ratnasingham, S.; Hebert, P.D.N. 2007. 'BOLD: The Barcode of Life Data System (www.barcodinglife.org)'. *Molecular Ecology Notes* 7: 355–364. <https://doi.org/10.1111/j.1471-8286.2007.01678.x>.
- R Core Team. 2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org>
- Rodda, G.H.; Sawai, Y.; Chiszar, D.; Tanaka, H. 1999. *Problem snake management: the habu and the brown treesnake*. Comstock Publishing Associates. 534 pp. <https://doi.org/10.7591/9781501737688>.
- Rodda, G.H.; Fritts, T.H.; Campbell, E.W.; Dean-Bradley, K.; Perry, G.; Qualls, C.P. 2002. Practical concerns in the eradication of island snakes. In: Veitch, C.R.; Clout, M.N. *Turning the tide: the eradication of invasive species*. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. IUCN Gland, Switzerland and Cambridge, UK, pp 260–265.
- RStudio Team. 2020. RStudio: Integrated Development for R. RStudio, PBC, Boston, MA. <http://www.rstudio.com/>
- Ruiz, G.M.; Carlton, J.T. 2004. Invasive species : vectors and management strategies. *Diversity and Distributions* 10: 505–508. <https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2004.00120.x>.
- Schulz, K.D. 1987. '*Elaphe taeniura* (Cope, 1861), een opmerkelijke slang uit Azië'. *Litteratura Serpentina* 7(1): 4–17.
- Schulz, K.D. 1996. *A monograph of the colubrid snakes of the genus Elaphe Fitzinger*. Koeltz Scientific Books. 439 pp.
- Schulz, K.D. 2010. 'Übersicht der Variationen des *Orthriophis taeniurus* Unterarten-Komplexes mit Anmerkungen zum Status von *Coluber taeniurus pallidus* RENDAHL, 1937 und der Beschreibung einer neuen Unterart (Reptilia: Squamata: Serpentes: Colubridae)'. *Sauria* 32(2): 3–26.
- Schulz, K.D. 2013. 'An annotated and illustrated checklist of Old World ratsnakes'. In: Schulz K.D. (ed). *Old world ratsnakes; a collection of papers*. Bushmaster Publications, BERG SG. pp 159–180.

- Schulz, K.D.; Tillack, F.; Das, A.; Helfenberger, N. 2015. 'On the identity and taxonomic status of *Coluber nuthalli* Theobald, 1868, with redescription of the type specimens of *Coluber nuthalli* and *Elaphis yunnanensis* Anderson, 1879 (Reptilia, Squamata, Colubridae)'. *Asian Herpetological Research* 6(1): 1–10.
- Seebens, H.; Blackburn, T.M.; Dyer, E.E.; Genovesi, P.; Hulme, P.E.; Jeschke, J.M.; Pagad, S.; Pyšek, P.; Winter, M.; Arianoutsou, M.; Bacher, S.; Blasius, B.; Brundu, G.; Capinha, C.; Celesti-Grapow, L.; Dawson, W.; Dullinger, S.; Fuentes, N.; Jäger, H.; Kartesz, J.; Kenis, M.; Kreft, H.; Kühn, I.; Lenzner, B.; Liebhold, A.; Mosena, A.; Moser, D.; Nishino, M.; Pearman, D.; Pergl, J.; Rabitsch, W.; RojasSandoval, J.; Roques, A.; Rorke, S.; Rossinelli, S.; Roy, H.E.; Scalera, R.; Schindler, S.; Štajerová, K.; Tokarska-Guzik, B.; Van Kleunen, M.; Walker, K.; Weigelt, P.; Yamanaka, T.; Essl, F. 2017. No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nature Communications* 8: 1–9. <https://doi.org/10.1038/ncomms14435>.
- Silva-Rocha, I.; Salvi, D.; Sillero, N.; Mateo, J.A.; Carretero, M.A. 2015. Snakes on the Balearic Islands: An invasion tale with implications for native biodiversity conservation. *PLoS ONE* 10: e0121026, <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0121026>
- Speybroeck, J.; Beukema, W.; Bok, B.; Van Der Voort, J. 2016. *Field guide to the amphibians and reptiles of Britain and Europe*. Bloomsbury Publishing. 432 pp.
- Standfuss, B.; Lipovšek, G.; Fritz, U.; Vamberger, M. 2016. Threat or fiction: is the pond slider (*Trachemys scripta*) really invasive in Central Europe? A case study from Slovenia. *Conservation Genetics* 17: 557–563. <https://doi.org/10.1007/s10592-015-0805-2>.
- Struijk, R.P.J.H. 2018. Feitenrelaas rondom *Pituophis*-waarnemingen uit de duinen tussen Scheveningen en Katwijk. Stichting RAVON. 28 pp.
- Van de Koppel, S.; van Kessel, N.; Crombaghs, B.H.J.M.; Getreuer, W.; Lenders, H.J.R. 2012. Risk analysis of the Russian rat snake (*Elaphe schrenckii*) in the Netherlands. *Natuurbalans - Limes Divergens* BV, Nijmegen / ReptielenZoo SERPO, Delft / Radboud University, Nijmegen. 38 pp.
- Van Doorn, L.; Reyserhove, L.; Speybroeck, J.; Adriaens, T. 2021. Checklist of alien herpetofauna of Belgium. Research Institute for Nature and Forest (INBO), checklist dataset, <https://doi.org/10.15468/pnxu4c> (accessed 22 March 2021).
- Vanreusel, W.; Swinnen, K.; Gielen, K.; Vercayie, D.; Driessens, G.; Veraghtert, W.; Desmet, P.; Herremans, M. 2020. Waarnemingen.be - Non-native animal occurrences in Flanders and the Brussels Capital Region, Belgium. Version 1.20. *Natuurpunt*, <https://doi.org/10.15468/k2aiak>.
- Verzelen, Y.; Adriaens, T.; Scalera, R.; Moore, N.; Rabitsch, W.; Chapman, D.; Robertson, P. 2018. 'Annex 4: Risk Assessment for *Lampropeltis getula* (Linnaeus, 1766)'. In: Roy, H.E.; Rabitsch, W.; Scalera, R. (eds). *Study on Invasive Alien Species - Development of risk assessments to tackle priority species and enhance prevention*. Publications Office of the European Union, Luxembourg, <https://doi.org/10.2779/08867>.
- Zamora, F.J. 2017. On the role of plant nurseries introducing *Indotyphlops braminus* (Daudin, 1803), in Spain. *Herpetozoa* 30: 69–72. <https://doi.org/10.31396/Biodiv.Jour.2019.10.4.321.324>.