Possible extinction of the globally threatened Western Hazel Grouse *Tetrastes bonasia rhenana* in Luxembourg

Markus Handschuh, Markgrafenstr. 20, D-79211 Denzlingen, Germany.
Email: markus.handschuh@gmx .de

Zusammenfassung: **Mögliches Aussterben des weltweit bedrohten Westlichen Haselhuhns *Tetrastes bonasia rhenana* in Luxemburg**
Zwischen Ende März und Anfang April 2018 wurde in Luxemburg eine intensive Suche nach dem Westlichen Haselhuhn *Tetrastes bonasia rhenana* durchgeführt. Eine Kernzone von ca. 8.800 ha, welche auf Grundlage von Haselhuhnmeldungen der letzten fünf Jahre (2013-2017) abgegrenzt worden war, wurde flächig bearbeitet und alle darin enthaltenen potenziellen Haselhuhnhabitate nach Hinweisen auf *T. b. rhenana* abgesucht. Des Weiteren wurden in einem ausgedehnteren Gebiet von ca. 42.000 ha, welches einen Großteil der früheren Verbreitung der Art in Luxemburg umfasst, potentiell geeignete Flächen lokalisiert und anschließend abgesucht. Es wurde kein Hinweis auf ein aktuelles Vorkommen des Westlichen Haselhuhns in Luxemburg gefunden. Neuere Meldungen von *T. b. rhenana* betreffen größten Teils wahrscheinliche oder nachweisliche Verwechslungen mit anderen Vogelarten. In Verbindung mit schwerwiegenden Lebensraumdefiziten und dem Fehlen handfester Beweise (Losung, Federn) für ein Vorkommen in jüngerer Zeit, lässt dieses Ergebnis nur einen sinnvollen Schluss: Das Westliche Haselhuhn ist in Luxemburg wahrscheinlich ausgestorben. Dennoch sollte zur Sicherheit zunächst weitergesucht werden. Es werden Vorschläge für weitere Suchen und Monitoring gemacht und Anforderungen an avifaunistisch einwandfreie Nachweise von *T. b. rhenana* in Luxemburg formuliert.

Résumé : **Disparition possible au Luxembourg de la sous-espèce *Tetrastes bonasia rhenana* en danger critique d'extinction.** Une recherche intensive de *Tetrastes bonasia rhenana* a eu lieu entre fin mars et début avril 2018 au Luxembourg. Une région de ca 8.800 ha, délimitée sur base de tous les signalements de la Gélinotte des bois des cinq dernières années (2013-2017), a été entièrement prospectée, tout en recherchant des traces de présence de *T. b. rhenana* dans tous les biotopes potentiellement favorables. Un secteur plus étendu de ca 42.000 ha, incluant l'essentiel de l'aire occupée antérieurement par *T. b. rhenana* au Luxembourg, des biotopes potentiellement favorables furent localisés et examinés par la suite. Aucun indice concernant la présence actuelle de *T. b. rhenana* au Luxembourg n'a pu être trouvé. Des signalements récents de *T. b. rhenana* concernent essentiellement des confusions probables ou certaines avec d'autres espèces. Ce résultat, associé à une inadéquation caractérisée des biotopes et à l'absence de preuves tangibles (fientes ou plumes) lors de recherches et monitorings récents, nous incite à conclure que la population de *T. b. rhenana* est probablement éteinte au Luxembourg. Par précaution, les recherches ne devraient cependant pas encore être abandonnées. Une ligne de conduite pour d'autres actions est proposée. Les exigences concernant des preuves incontestables de présence de *T. b. rhenana* au Luxembourg sont formulées.

Abstract: At the end of March / beginning of April 2018, a two weeks intensive search for Western Hazel Grouse *Tetrastes bonasia rhenana* was carried out in Luxembourg. It comprised the full survey of a core area of c. 8,800 ha, identified from recent Western Hazel Grouse reports (2013-17), in which all potential Western Hazel Grouse habitats were searched in detail for signs of the species' presence. Furthermore, in a wider area of ca. 42,000 ha, representing the core of the former Western Hazel Grouse distribution in Luxembourg, suitable habitat patches were examined closely. No evidence for the continued presence of Western Hazel Grouse in Luxembourg was found. Recent reports of Western Hazel Grouse in Luxembourg largely involve likely or demonstrable confusions with other bird species. This result, combined with major habitat deficiencies and all previous recent surveys failing to produce any hard evidence (droppings, feathers) for the presence of Western Hazel Grouse in Luxembourg, only leaves the conclusion that *T. b. rhenana* is probably extinct in Luxembourg. However, to be on the safe side, surveys should continue for now. Suggestions for further searches and monitoring are made and requirements for sound records of Western Hazel Grouse in Luxembourg are formulated.

The Western subspecies *rhenana* of Hazel Grouse *Tetrastes bonasia*, in the following referred to as Western Hazel Grouse *Tetrastes bonasia rhenana* following Schreiber et al. (2015), is morphologically (Bauer 1960, Glutz v. Blotzheim et al. 1973/1994, Bergmann et al. 1996, Schreiber in press; furthermore: Kleinschmidt 1917, 1941, 1944a, 1944b, 1949, 1952, Keve 1948, Verheyen 1941, 1950, all cited and reviewed in Schreiber et al. 2015), genetically (Nowak et al. 2012; indirectly, also Rozsa 2011) and with regards to habitat selection (Glutz v. Blotzheim et al. 1973/1994, Bergmann et al. 1996, Schreiber et al. 2015) distinct. This means that *T. b. rhenana* is a valid taxon and it differs in these traits from all other subspecies of Hazel Grouse worldwide.

A recent revision of the latest status information on *T. b. rhenana* was made in the frame of an international expert meeting in Bad Dürkheim, Germany, in December 2017. The meeting brought to light that the taxon is critically endangered and faces extinction in its entire global range in France, Belgium, Luxembourg and Germany (Pfeffer in press for the Vosges – the only area where *T. b. rhenana* is currently confirmed to be present with few remaining territories; Pfeffer pers. comm., pers. obs.; Dronneau in press for northern France, Paquet in press for Belgium, Felten & Bastian in press for Luxembourg, Dietzen & Handschuh in press for Germany); according to these authors and to ongoing surveys throughout the range of *T. b. rhenana* that are failing to find the taxon, the figures from regional and national bird atlases and Red Lists that were recently cited by Herkenrath et al. 2017, are outdated and too high (also see Dietzen & Handschuh 2018, Lieser 2015, 2017).

T. b. rhenana is endemic to western Central Europe. Being the most threatened bird taxon in Central Europe and one of the most threatened bird taxa in Europe, *T. b. rhenana* is the taxon of highest conservation concern amongst our birds. The four global range states, namely France, Germany, Luxembourg and Belgium, carry the global responsibility for the survival and conservation of this taxon (Schreiber et al. 2015, Schreiber in press).

Hazel Grouse *T. bonasia* is also listed in Annex I of the Directive 2009/147/EC of the European Parliament and of the Council of 30 November 2009 on the conservation of wild birds which legally binds member states to conserve the species.

During the international expert meeting in Bad Dürkheim it has become obvious, and was therefore unanimously endorsed by all participants, that to save *T. b. rhenana* from global extinction, two main approaches must be taken:

- Intensive searches by species experts throughout its range and wherever the taxon may be found, immediate implementation of emergency measures (mainly habitat improvement; also, mammalian predator and ungulate management as required).

- Establishment of an internationally coordinated conservation breeding programme: The global population of *T. b. rhenana* is on an extremely critically low level and split into very few, tiny, isolated population kernels. Only in captivity, genetic management and exclusion of unbeneficial chance events are feasible. Both are crucial for small population management and unfeasible in the wild. Furthermore, habitat improvement and mammalian predator and ungulate management measures take time to be planned, implemented and then take actual effect on the last few known individuals. This time is not available any more for this short-lived bird that is on the verge of global extinction. Therefore, as additional safety measure, the establishment of a conservation breeding programme is indispensable (IUCN 1987). Because *T. b. rhenana* is not yet represented in captivity, this conservation breeding programme is to be initiated with founder eggs collected from the wild and hatched in captivity. Collection of eggs from Galliformes does not harm the wild source population because soon after nest loss females lay a replacement clutch (Glutz v. Blotzheim et al. 1973/1994). This is also true for Hazel Grouse in the wild (Montadert & Léonard 2011a) and in captivity where hens regularly even lay several replacement clutches (Nappee pers. comm., Wilmering pers. comm.). The fact that most bird groups lay replacement clutches after nest loss is long known amongst ornithologists with the respective background, bird species recovery specialists, zoos, aviculturists and game bird breeders. The so-called "double-clutching" (and even triple and multiple clutching) technique is standard in bird recovery and conservation breeding programmes worldwide and has been used many times to bring bird species back from the brink of extinction (Sutherland et al. 2004, Jamieson 2016, Copsey et al. 2018). Therefore, fears of the public or of conservationists who lack the required expert knowledge, are unfounded. Some of the founder eggs were to be collected in Luxembourg where a genetically globally important relict population of *T. b. rhenana* was suspected to persist (Felten & Biver 2009, Felten & Bastian in press).

A special volume of the journal *Pollichia* on the Bad Dürkheim meeting, detailing the points outlined above, is in preparation and expected to be available by the end of 2018 (A. Schreiber pers. comm.).

Spearheaded by Centrale ornithologique du Luxembourg (COL) of natur&ëmwelt, in an internationally commendable way, the Grand Duchy of Luxembourg promptly assumed its global responsibility for *T. b. rhenana* and proposed a rapid survey of Western Hazel Grouse in late winter / early spring 2018.

In this frame, the author was assigned to visit suspected Western Hazel Grouse territories with recent reports of *T. b. rhenana* and identify and survey further potential sites in northern Luxembourg in order to confirm whether the taxon is still present or not. The article at hand is based on the respective project executive report to natur&ëmwelt Centrale ornithologique (Handschuh 2018a).

Methods

In order to get an overview over the study area and over the record types and quality, prior to field work, all reports of Western Hazel Grouse since 2013 were sighted. The reports had been collected on behalf of COL and were provided to the author in an annotated ESRI shapefile format. The five-year period 2013-17 was chosen because Hazel Grouse is short-lived (i.e. few years; Swenson 1991a, Lieser 1994, Bergmann et al. 1996, Montadert & Léonard 2003, Mulhauser 2003, Montadert 2005, Scherzinger 2007, Mulhauser & Zimmermann 2008, 2014) and in Luxembourg, as in the entire Rhenish Massif, it mainly inhabits relatively short-lived coppice habitats (Glutz v. Blotzheim et al. 1973/1994, Faber 1987, Ledant 1990, Ledant & Devillers 1991, Lieser 1990, Moes 1991, Bergmann et al. 1996, Aarbechtsgrupp Beschhong 1997, Felten & Biver 2009, Felten & Bastian in press). Therefore, the sites with the latest reports were most important and promising with regards to confirming the continued presence of Western Hazel Grouse in Luxembourg.

Field work was carried out between 26/03/2018 and 06/04/2018, at the end of the winter and just before the start of the vegetation period. This time was chosen because during the winter Hazel Grouse is restricted to suitable winter locations (see below) which usually significantly reduces the total area that has to be searched to find the species, particularly in broadleaved forests. Furthermore, at this time of the year, Hazel Grouse winter territories contain the maximum amount of winter droppings that are unmistakable proof of the species' presence. Each Hazel Grouse individual produces a dropping about every 10 min (Potapov & Sale 2013) and each dropping lasts for weeks to months (pers. obs.). Therefore, at the end of the winter, there are usually sufficiently large amounts of winter droppings present in each Hazel Grouse territory and before the vegetation growth, the droppings are usually also visible enough so that a surveyor with species knowledge and a well-developed search image can find them. Also, at this time of the year, male Hazel Grouse may respond to song playback (Bergmann et al. 1996, pers. obs.).
At the beginning of the field work, meetings were held with the Western Hazel Grouse monitoring personnel (A. Johnston and P. Thelen; K. Klein and C. Felten were also present) to discuss previous reports and gather their opinion on where the currently best areas may be located, and to inspect some sites in the field together.

In order to complete the subsequent survey work within the given time frame, it was carried out at two levels of spatial scale and accuracy (Fig. 1):

- Based on the recent reports of Western Hazel Grouse and discussions with previous field workers (A. Johnston and P. Thelen), a Western Hazel Grouse core area was crudely determined. This area (sum of three large blue areas in Fig. 1: c. 8,800 ha) was delimited in more detail after the survey, based on the GPS points and notes taken in the field. The core area also contained most of the Western Hazel Grouse reports in the recent years prior to 2013 and the area was located entirely within the core area of the former distribution of *T. b. rhenana* in Luxembourg (Faber 1987, Ledant 1990, Ledant & Devillers 1991, Moes 1991, Felten & Biver 2009, Felten & Bastian in press). The core area was surveyed in its entirety and all supposed record sites 2013-17 as well as all suitable Western Hazel Grouse habitat patches contained in this area, identified visually on foot or from the car, were searched in detail.
- It was only possible to cover such a large area because a) the general area and its forests are easily accessible via a dense network of roads and forest tracks, b) the proportion of suitable Hazel Grouse habitat is low (see results), c) the topography of the area with hills and valleys is convenient in that potentially suitable habitat patches can often be seen from a distance, especially at the chosen time of the year when deciduous trees were not yet foliated and d) I had been introduced to the area by A. Johnston and P. Thelen.
- A wider area, largely representing the entire former distribution range of *T. b. rhenana* in Luxembourg (Faber 1987, Ledant 1990, Ledant & Devillers 1991, Moes 1991, Felten & Biver 2009, Felten & Bastian in press), was only coarsely surveyed by driving roads and large forest tracks by car (black area in Fig. 1: ca. 42,000 ha, also delimited after the survey) and locating promising sites by sight (sum of small blue areas in Fig. 1: c. 160 ha). At the sites seen from the car,all patches of suitable Western Hazel Grouse habitat were searched in detail. This method was crude because only the main roads in this large area were driven and thus not all of the forested areas could be seen entirely from the car. However, this still provided a good overview over the forest in general and the proportion of potential Western Hazel Grouse habitat.

Two sites with previous reports of Western Hazel Grouse were not searched in detail: One site south of Winseler because it had already been sufficiently checked and was considered unsuitable by A. Johnston, and another site because it was located in Germany close to the border where there have not been any certain records since 2010 (Handschuh 2017).

I did not determine the number and extent of all patches of suitable Western Hazel Grouse that I found and searched because they were numerous and mostly small. To quantify the habitat patches was beyond the scope of this rapid survey, whose goal was to find Western Hazel

Grouse. The blue outlines in Fig. 1 do therefore not delimit suitable Hazel Grouse habitat, but areas that were considered promising to find Western Hazel Grouse based on previous reports and the extent / proportion of suitable habitat contained in them. In these areas, all actually suitable habitat patches were searched in detail.

To navigate in the field, I used photocopies of topographical maps on which I also took notes, a handheld GPS (Garmin GPSMAP 62s) and Google Maps on a smartphone.

Hazel Grouse is a cryptic bird species that is difficult to observe and survey and requires detailed species knowledge to be found reliably (Zbinden 1979, Bergmann et al. 1996, Südbeck et al. 2005, Scherzinger 2007).

My detailed searches included the inspection of habitat patches and forest stands suitable for Hazel Grouse, according to my own experience and to various authors, mainly Pynnönen (1954), Eiberle (1974), Wiesner et al. (1977), Zbinden (1979), Asch und Müller (1989), Swenson (1991a, 1993a, 1995a, 1995b), Swenson and Angelstam (1993), Swenson et al. (1994), Lieser et al. (1993), Lieser (1990, 1994), Kämpfer-Lauenstein (1995), Klaus (1995), Bergmann et al. (1996), Åberg et al. (1995, 2000, 2003), Sachot et al. (2003), Montadert (2005), Mathys et al. (2006), Scherzinger (2007), Müller et al. (2009), Schäublin und Bollmann (2011), Kajtoch et al. 2012, Klaus und Ludwig (2015); specifically for *T. b. rhenana* also: Glutz v. Blotzheim et al. (1973/1994), Handschuh (2004). Habitat patches were searched on foot and locations that are favoured and frequented by Hazel Grouse during winter or all year round for feeding, resting and roosting, were thoroughly inspected. Such locations mainly included:

- Single individuals or groups of conifers (mainly Spruce *Picea abies* and Fir *Abies alba*) with low vital branches important as cover (especially during the winter), in forest stands dominated by deciduous tree species,
- vital single individuals or groups of soft woods whose buds / catkins are important as winter food (mainly Alder *Alnus sp*., Birch *Betula sp*., Hazel *Corylus avellana* and Rowan *Sorbus aucuparia*) in conifer-dominated forest stands,
- edges between pure stands of conifers and pure deciduous stands containing winter food trees,
- outer and interior edges of dense deciduous shrubbery (mainly Blackthorn *Prunus spinosa*),
- the interior of dense conifer stands, being potential night roosting sites where clusters of winter droppings, often with pale ends, can be quite conspicuous on the dark underground of conifer needles,
- edges of winding forest tracks or grass tracks with good cover,
- edges in the terrain in cover,
- tree stumps, fallen logs and rocks in cover,
- under and next to low life branches of conifers.

The ground at such locations was scanned for winter droppings and feathers. Furthermore, suitable locations (Bergmann et al. 1996, Scherzinger 2007, pers. obs.) were inspected for the presence of dust bathing sites that may be used in all calendar months (Lieser 1994). At promising or inaccessible locations, lure whistles were used to imitate the song of male Hazel Grouse and calls of female Hazel Grouse which may stimulate male Hazel Grouse to respond with song or wing purring or both sexes to approach the observer (Bergmann et al. 1996, pers. obs.).

Results and discussion

Persistence of *T. b. rhenana* in Luxembourg?

Despite the intensive searches outlined above, I found no evidence for the continued presence of *T. b. rhenana* in Luxembourg.

To put this negative finding and the effort undertaken into context: At the same time the survey in Luxembourg was carried out (April 2018), I followed up on a recent supposed sight record of Hazel Grouse ("Alpine Hazel Grouse" *T. b. styriaca*) on a forest track in the Swiss Jura where

Hazel Grouse is known to occur. I knew the sighting location with a precision of c. 50 m and after getting to the place and starting to search, it took me less than one minute to find the first droppings in one of the first promising looking spots (see above in Methods) next to the forest track. Subsequently, during c. four hours of searching in the wider surroundings, I found more than 150 winter droppings and some small feathers (Fig. 2) at c. 25 feeding, resting and roosting locations as well as a dust bathing site with old droppings of Hazel Grouse (and fresh feathers of European Blackbird *Turdus merula*). Furthermore, after an hour or so, I heard the territorial male singing spontaneously, probably because it was irritated by me rummaging around back and forth in its territory, and when I carefully approached the suspected location I got a rare nice view of the territorial pair feeding on young leaves in a large beech tree *Fagus sylvatica*.

Although this pair had a relatively small core area within a wider area that contained several Hazel Grouse territories and thus there was much evidence present per unit area and also close to the record site, this gives an impression of the amount of unambiguous hard evidence that can be found relatively quickly by an experienced observer when Hazel Grouse is present.

Western Hazel Grouse is no exception. About a month after the survey in Luxembourg (May 2018), within a couple of hours of searching in occupied habitat in the Vosges Mountains in France, J.-J. Pfeffer, C. Felten and I confirmed *T. b. rhenana* via droppings and two dust bathing sites with droppings (Fig. 3). We did not search as intensely and concentrated as I did in Luxembourg. Thus, being rare and globally threatened still does not make Western Hazel Grouse a phantom or ghost whose existence cannot be proven with hard evidence.

Apart from producing a dropping about every 10 min (Potapov & Sale 2013), each individual Hazel Grouse also has c. 10.000 feathers (Bergmann pers. comm.) that it moults annually.

With regards to the survey in Luxembourg, this means that methodological insufficiencies or inability of the author to find Hazel Grouse in the field, or Western Hazel Grouse being exceptionally hard to find, can all be ruled out.

Concerning reports of Western Hazel Grouse in Luxembourg during 2013-17, many of the supposed record sites are located in unsuitable habitat, also at the time of the record and often including the wider surroundings of the record site. Unsuitable habitat was mostly characterised by an unfavourable forest age or structure and / or tree species composition resulting in insufficient vertical and horizontal cover, and this mostly also in combination with habitat patches being too small for a pair of Western Hazel Grouse to set up a territory.

Hazel Grouse is strictly forest-dwelling and all studies on the species' ecology and habitat selection stress the species' narrow ecological niche and special habitat requirements, especially the vital importance of cover (e. g. Swenson 1991a, Lieser 1994, Bergmann et al. 1996, Montadert 2005, Klaus & Ludwig 2015, Scherzinger 2007; also see photographs in Guillet 2018).

Therefore, in any Western Hazel Grouse range state, when accidental suspected or supposed records of the taxon are located in unsuitable habitat, they are most likely based on confusion with other bird species. Confusion is even more likely if there are few observations in typical habitat and in typical situations and no hard evidence for Hazel Grouse presence is ever found, neither by chance, nor when looking for it. This is the case in Luxembourg in recent years.

Judging from the habitat at the record sites and in their surroundings and / or the observation circumstances described, most of the recent supposed sight records of Western Hazel Grouse in Luxembourg likely involve confusions with Pigeons *Columba sp.*, Thrushes *Turdus sp.* (especially Mistle Thrush *T. viscivorus*) and, in particular, Woodcock *Scolopax rusticola*. This is also the case in Germany (Dietzen & Handschuh in press; also see Klaus & Bergmann 2004, Lieser 2015).

Recent supposed sound records of Western Hazel Grouse in unsuitable habitat and / or when only nondescript high pitched calls were heard, are likely based on confusion with other bird spe-

cies, such as Goldcrests *Regulus sp.* (in particular Firecrest *R. ignicapilla* can produce calls, call series or untypical (sub-) songs that can resemble Hazel Grouse; pers. obs.), Tits (Paridae; especially Marsh Tit *Parus palustris* and Willow Tit *P. montanus* – which observer is familiar with the subsong / high frequency contact call / female begging call of the latter species?), Treecreepers *Certhia sp.* (in particular Eurasian Treecreeper *C. familiaris*), and the generalised (air attack) alarm call uttered by various bird species. Inferred or assumed sound records must not be considered as valid records of Hazel Grouse because even sounds apparently occurring in response to the Hazel Grouse lure whistle do not automatically stem from Hazel Grouse (and never so if the alleged call has not been described for Hazel Grouse or has been heard at night, both of which was reported in Germany; Lieser 2015, pers. obs.); various bird species can respond to the Hazel Grouse lure whistle, also repeatedly and also reproducibly (pers. obs.). In Luxembourg, in recent years, only on one occasion, one single apparent male Hazel Grouse song strophe was heard in or close to suitable Western Hazel Grouse habitat following the use of the lure whistle (Johnston 2016, Johnston pers. comm.).

All of the recent findings of supposed Hazel Grouse droppings in Luxembourg are demonstrable confusions with faeces of other bird species (in particular Woodpeckers Picidae; pers. obs., Johnston pers. comm.) and recent findings of footprints are demonstrably or possibly (one incident of footprints in snow) based on confusion with Woodcock or Pigeons (pers. obs., Johnston pers. comm., Montadert pers. comm.).

All of the potential confusion bird species listed were encountered regularly to abundantly at all potential, suspected or former Western Hazel Grouse sites in Luxembourg.

Most importantly, I flushed a total of c. 20 Woodcocks during the detailed searches. Some of these Woodcock encounters very much resembled Hazel Grouse encounters and occurred in situations and locations in which there is a definite high potential for confusion, especially by observers who are not very familiar with both species. These two elusive and hard to see species have a high confusion potential due to similarities in behaviour and plumage. In dense habitat and with brief, unexpected observations, the potential for confusion is even higher when observers are (unavoidably) influenced in their perception of what they see or hear by the "perceptual set" that Hazel Grouse is supposed to occur at a site (pers. obs.).

Situations with high confusion potential during the current survey included:

- Flushing a Woodcock in a patch of suitable dense Western Hazel Grouse habitat after having used the Hazel Grouse lure whistle and then carefully moving a few steps further. This suggested that the bird had been attracted by the lure whistle and thus was a Hazel Grouse.
- Flushing two Woodcocks together in a very good patch of Western Hazel Grouse habitat (Hazel Grouse usually live pairwise and Woodcock does not).
- A Woodcock flushed in a very dense potential Western Hazel Grouse habitat patch that then flew c. 7 m straight up and seemingly landed in the closest dense spruce tree, while in reality the bird continued its flight through the tree unseen and soundless.

In all of these situations, as it is often the case in the dense potential Hazel Grouse habitats, the Woodcocks were only seen briefly and not very well plus wing sounds were clearly audible. This may lead an inexperienced observer to believe that the bird must have been Hazel Grouse; subsequently, a suspicion may become a fact. However, in all of these cases mentioned, I was able to exclude Hazel Grouse with certainty by fresh feathers and / or faeces of Woodcock found at the flushing locations (Fig. 4).
The high potential for confusion stresses the need to immediately search the surroundings for indirect signs after a suspicious observation occurred. Unmistakable signs can be found in most instances. On those occasions when even after a very thorough search of the wider surroundings (both Woodcock and Hazel Grouse can run surprisingly fast, also unnoticeably in cover and before they flush; pers. obs.) nothing can be found, the respective observation must not be reported as a record of Hazel Grouse (also see below).

Conclusion: Current situation of *T. b. rhenana* in Luxembourg

Considering:

- that population declines of *T. b. rhenana* in Luxembourg have been reported for decades (Faber 1987, Ledant 1990, 1991, Moes 1991, Aarbechtsgrupp Beschhong 1997, Schmidt & Heidt 1997, Felten & Biver 2009, Johnston 2016, Felten & Bastian in press) and Hazel Grouse is not a species that is able to persists at low densities for years and decades without being embedded in a supra-regional, self-sustaining population (Handschuh 2018b) and
- that already for decades, extensive habitat improvement measures have been considered urgent in order to conserve the taxon in the country (Faber 1987, Ledant 1990, Ledant & Devillers 1991, Moes 1991, Aarbechtsgrupp Beschhong 1997, Schmidt & Heidt 1997, Felten & Biver 2009, Johnston 2016, Felten & Bastian in press), but the proposed measures have never been implemented, as shown by the habitat deficiencies found in the course of the present survey and
- that the most efficient and sustainable forestry practices available to eradicate Hazel Grouse (in particular strong thinning of young forest stands with removal of low conifer branches and soft woods; also, harvester-made industrial-scale clear-cuttings) are common practice in Luxembourgish forests (Handschuh 2018b) and
- that in addition to habitat deficiencies that alone may explain the absence of *T. b. rhenana*, there are also other grave problems for the taxon in Luxembourg (very high densities of ungulates and mammalian predators; Handschuh 2018b) and that these have already been active for some time and
- that most of the recent reports of *T. b. rhenana* in Luxembourg are likely based on confusion with other bird species and
- the effort undertaken by the author during this survey that has not even produced a single piece of evidence for the presence of even one single individual, although a) the survey involved consultations with the previous surveyors (A. Johnston and P. Thelen), b) the survey took place at two levels of search intensity and spatial scale, including in the core area of the former distribution of *T. b. rhenana* in Luxembourg (with relict occurrence of the taxon outside of the wider survey area being unlikely), c) basically all of the recent reports were followed up, and d) the survey was carried out at a time of the year when unambiguous signs of Hazel Grouse can usually be found reliably where the species is present, and
- that all efforts undertaken by previous field workers (A. Johnston and P. Thelen) during repeated surveys in recent years have never revealed any hard evidence for Western Hazel Grouse presence either, although the surveyors looked for indirect signs and regularly found faeces and feathers of other bird species (Johnston pers. comm., Thelen pers. comm.), and
- that even in declining, small relict populations, in the end Hazel Grouse often still occurs in the form of last sub-population kernels with several territories clumped (Pfeffer pers. comm. for the Vosges, Asch pers. comm. for the Black Forest), making it unlikely that such an area remains unknown, especially in an easily accessible region with a well-developed infrastructure, or that such an area is not found during an intensive survey as the present one; the observed clumping of last remaining territories also further decreases the chance of *T. b. rhenana* persisting in Luxembourg because there is not enough habitat at one location for a population kernel to exist,

the only reasonable conclusion is that there is no regular breeding population of *T. b. rhenana* present in Luxembourg anymore and that the taxon is probably extinct.

It is questionable if single, widely spaced individuals, that by chance have never been found, persist since both scenarios would be untypical for Hazel Grouse. However, this cannot be ruled out with absolute certainty at this point. It is certain though that if such single “last Mohicans” still exist somewhere in Luxembourg at this moment, without rapid and massive intervention they have zero chance to survive and will disappear rapidly.

Recommendations for further surveys and future monitoring of *T. b. rhenana* in Luxembourg

The search for and monitoring of Western Hazel Grouse in Luxembourg should be continued for the time being because single individuals still persisting cannot be ruled out with absolute certainty at this point. Certainty is only possible after further surveys and a number of further years without any unmistakable Western Hazel Grouse record in Luxembourg.
Another reason for further surveys is that if such single "last Mohicans" still exist, they must be found very quickly because without rapid emergency intervention they have no chance to survive. Handschuh (2018) makes detailed suggestions regarding possible future surveys and monitoring, summarised in the following.

Continued regular monitoring for the next 5 (-10?) years:

- At the best sites found during the present survey, because offspring and single adult individuals in search of partners may well turn up there and only at those sites they are likely to survive any length of time and not get predated quickly.
- If applicable, at further sites with > 10 ha and better even much more of contiguous high-quality habitat in the wider survey area (black outline in Fig. 1) that might have been missed during the present survey or that may be located outside of the wider survey area.

These sites should be surveyed 3-4 times per year: At the end of the winter for droppings or singing birds; in summer for moulted feathers and dust bathing sites; after new snowfall occurred, to look for footprints and subsequently for droppings (footprints in snow can be a good way to find Hazel Grouse, but because often footprints cannot be safely distinguished from Woodcock, tracks must then be followed and the wider surroundings be searched to find droppings of Hazel Grouse or Woodcock). If indicated, another optional survey may be organised in autumn to search for singing birds and subsequently droppings.

Further dedicated short-term searches:

- Rapid repeat survey, especially in the wider survey area (Fig. 1) and perhaps even outside of it, in the next upcoming promising period (end of the winter 2018/19).
- Interview survey amongst foresters and hunters in Luxembourg, similar to Faber (1987), also concerning the location of young unkempt mixed forest stands of > 10 ha in size, and subsequent follow-up at those sites.
- In addition (but not as replacement), searches using trained dogs that are proven to find single Hazel Grouse occurring at extremely low density, may be considered (see Böcker 2018).

A longer-term monitoring option may also be the large-scale deployment of nest boxes for small birds that, depending on the species, may use Hazel Grouse feathers to insulate their nests. Those feathers can be found when emptying the boxes in autumn and examining the nests. It may also be promising to locate nests of Long-tailed Tit *Aegithalos caudatus*, Chiffchaff *Phylloscopus collybita* and Goldcrests *Regulus spec*. (i.e. species that use a lot of feathers for nest building) in potential Western Hazel Grouse habitats and examine the nests for Hazel Grouse feathers after failure or fledging (pers. obs.).
If Western Hazel Grouse was to be confirmed in Luxembourg at any point in the future, then a country-wide detailed survey involving several species experts must be carried out without delay.

Requirements for field records of *T. b. rhenana* in Luxembourg

Hazel Grouse is cryptic (Zbinden 1979, Bergmann et al. 1996, Südbeck et al. 2005, Scherzinger 2007) and in many situations can easily be confused with various other bird species by sight and sound (see above and Handschuh 2017). Western Hazel Grouse has become extremely rare in its entire global range and faces imminent global extinction (Pfeffer in press for the Vosges, Dronneau in press for northern France, Paquet in press for Belgium, Felten & Bastian in press for Luxembourg, Dietzen & Handschuh in press for Germany).
Therefore, and in order to warrant avifaunistically sound documentation and record keeping (also see Klaus & Bergmann 2004, Lieser 2015, Dietzen & Handschuh 2018) of an EU birds directive

Annex I species for which there is a legal obligation for correct reporting, it is essential to evaluate each future report of Western Hazel Grouse in Luxemburg within a set framework and against rigorous objective criteria.
All future reports must be promptly followed up in the field by a species expert, in order to be critically assessed and double-checked on site and, if applicable, to secure hard evidence.

After follow-up by a species expert in the field, the further evaluation of reports should follow an adaption specific to *T. b. rhenana* of the scheme by Braunisch and Suchant (2006) that was originally developed for the monitoring of *T. b. rupestris* in the Black Forest. According to Handschuh (2017) and Dietzen and Handschuh (2018), only the following verifiable records of *T. b. rhenana* are certain:

- Feathers or droppings documented in the field and collected. If there is any doubt regarding the origin of such evidence (i.e. escaped or illegally released birds, or evidence placed in an attempt to deceive), it must be confirmed via genetic analysis to belong to *T. b. rhenana*; such evidence should also be used for individual identification using DNA to evaluate if more than one individual is involved
- Clearly identifiable photo or video recording of a life specimen that has been confirmed to stem from the postulated location and time and by a species expert or taxonomist to belong to *T. b. rhenana*
- Specimen captured alive and sufficiently documented or dead body collected. If there is any doubt regarding the origin of such evidence, it must be confirmed by a species expert or taxonomist, and remains via genetic analysis, to belong to *T. b. rhenana*

All other potential record types of Western Hazel Grouse (e. g. footprints, sound recording) are uncertain and may only be used as an indication that must be confirmed with hard evidence. Hazel Grouse is highly sedentary and even during dispersal, it usually only moves short distances (Swenson 1991b, Bergmann et al. 1996, Montadert & Léonard 2006). Thus, if a timely follow-up of an uncertain record, including the thorough search for indirect signs by a species expert during a suitable time of the year, does not produce confirming evidence, then the foregoing uncertain record does most likely not involve Hazel Grouse.
In the future, only reports that have been evaluated and confirmed to be certain records according to the above-mentioned criteria should be cited as records of Western Hazel Grouse in Luxembourg. Furthermore, since *T. b. rhenana* will likely become globally extinct in the near future (unless conservation breeding is started rapidly), all of the evidence of the taxon should be documented thoroughly and be permanently stored.

Acknowledgements
The rapid survey of Western Hazel Grouse in northern Luxembourg on which this publication is based was carried with the support of natur&ëmwelt a.s.b.l., Centrale ornithologique; here, my special thanks go to Claudine Felten, Katharina Klein and Mathias Kramer for their manifold support throughout the work. My special thanks also go to Alan Johnston and Pol Thelen for their various important inputs into the survey and their comments on the project report. I would also like to thank very much Marc Montadert, with whom I had many correspondences in recent months, allowing me to benefit from his vast experience with “our favourite chicken”, and a recent very enjoyable couple of days in the French Jura, joined by our long-term “Hazel Grouse friend” Jean-Jacques Pfeffer. I also benefitted from recent discussions with Siegi Klaus, Hans-Heiner Bergmann, Heiner Jacken, Ariel Jacken, Simon Bruslund, Arnd Schreiber, Roland Wirth, Peter Herkenrath (VSW NRW), Dagmar Stiefel (VSW FFM), Florian Brandes, Ursula Wilmering, Manfred Lieser (who was also my first Hazel Grouse mentor almost 20 years ago), Thomas Asch, Ralf Siano, Marc Förschler, Ulrich Franke (wildlifemonitoring.eu) and Gerrit Müller. Marc Montadert, Manfred Lieser and Siegi Klaus commented on an earlier draft manuscript – thank you very much for this. Jon Swenson, Wolfgang Scherzinger, Marc Montadert, Siegi Klaus, Claudine Felten, Manfred Lieser and Ilse Storch provided literature and / or gave important hints and advice. I would also like to thank the c. three dozen persons throughout the “*rhenana* range” who have become part of the unofficial “Western Hazel Grouse task force” for their extremely important work and I congratulate them to their great achievements since the Bad Dürkheim meeting

in December 2017; the present survey is also a direct consequence of this meeting. To persons who may become upset, or hopefully motivated, by my suggestion that Western Hazel Grouse is extinct in Luxembourg, I would like to say: Many people, including myself, would be extremely happy and excited if the taxon was to be found in Luxembourg or anywhere else outside of the Southern Vosges; if you believe the small forest grouse is present in your area, then please do go out into the forest tomorrow and search for hard evidence – the bird is not a phantom and proof of its continued existence is desperately needed throughout its global range. I am also happy to be contacted at any time for discussion, help or advice and the "Western Hazel Grouse task force" is a network of experts for all aspects of saving this gem from global extinction.

Literature cited

- Aarbechtsgrupp Bëschhong (1997): Das Haselhuhn. Haselhuhnschutz und Waldbewirtschaftung. Adm. des Eaux et Forêts/Service de la conservation de la nature, Luxembourg.
- Åberg J., J. E. Swenson & P. Angelstam (2003): The habitat requirements of hazel grouse (*Bonasa bonasia*) in managed boreal forest and applicability of forest stand descriptions as a tool to identify suitable patches. Forest Ecology and Management 175: 437-444.
- Åberg J., G. Jansson, J. E. Swenson & P. Angelstam (1995): Effect of matrix on hazel grouse occurrence in isolated habitat patches. Oecologia 103: 265-269.
- Åberg J., J. E. Swenson & H. Andrén (2000): The dynamics of hazel grouse (*Bonasa bonasia* L.) occurrence in habitat fragments. Can. J. Zool. 78: 352–358.
- Asch T. & G. Müller (1989): Haselwild in Baden-Württemberg. Schutzgemeinschaft Deutscher Wald e.V., Landesverband Baden-Württemberg, Stuttgart.
- Bauer K. (1960): Variabilität und Rassengliederung des Haselhuhnes (*Tetrastes bonasia*) in Mitteleuropa. Bonner Zoologische Beiträge 11: 1-18.
- Bergmann H.H., S. Klaus, F. Müller, W. Scherzinger, J. E. Swenson & J. Wiesner (1996): Die Haselhühner. 4. Auflage. Westarp, Magdeburg.
- Böcker F. (2018): Hundeeinsatz in Wildtierforschung und Naturschutz – Wie Hunde Monitoring und Forschung unterstützen können. FVA-einblick 1/2018: 19-21. http://www.fva-bw.de/publikationen/einblick/einblick201801.pdf .
- Braunisch V. & R. Suchant (2006): Das Raufußhühner-Monitoring der FVA. Berichte Freiburger Forstliche Forschung 64: 47-65.
- Copsey J. A., S. A. Black, J. J. Groombridge & C. G. Jones (2018): Species Conservation. Lessons from Islands. Cambridge University Press. ISBN-13: 978-0521728195 .
- Dietzen C. & M. Handschuh (2018): Die Suche nach einem Phantom – Das Westliche Haselhuhn in Rheinland-Pfalz. GNOR Info 126: 17-20.
- Dietzen C. & M. Handschuh (in press): Status und Schutzbedarf des Westlichen Haselhuhns *Tetrastes bonasia rhenana* in Deutschland. Pollichia (Sonderheft).
- Dronneau C. (in press): Hazel Grouse: Historical repartition in north-east France, period 1935-2016. Pollichia (Sonderheft).
- Eiberle K. (1974): Waldkundliche Aspekte der Forschung an Rauhfußhühnern. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 125:147-170.
- Faber P. (1987): La gélinotte des bois (*Bonasa bonasia* L.) dans l'Oesling. Étude pour l'Administration des Eaux et Forêts, Luxembourg. Unpubl. report to the Administration des Eaux et Forêts, Luxembourg.
- Felten C. & G. Biver (2009): Artenschutzprogramm Haselhuhn *Bonasa bonasia* in Luxemburg. Vorentwurf 11/04/2008. Centrale ornithologique LNVL & Fondation Hëllef fir d'Natur, Kockelscheuer.
- Felten C. & M. Bastian (in press): Status and protection needs of Hazel Grouse in Luxemburg. Pollichia (Sonderheft).
- Glutz von Blotzheim U., K. M. Bauer & E. Bezzel (eds., 1973/1994): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 5: Galliformes und Gruiformes. (2. Auflage 1994). Akademische Verlagsgesellschaft, Frankfurt am Main.
- Guillet J. (2018): La quête de la gélinotte des bois. Mokkö Editions, Saint Martin le Vinoux.
- Handschuh M. (2004): Zur Eignung von Jungwäldern auf ehemaligen Sturmwurfflächen im Nordschwarzwald als Lebensraum für das Haselhuhn (*Bonasa bonasia*) – ein Vergleich mit

besiedelten Jungwäldern der südlichen Vogesen. Ornithologische Jahreshefte für Baden-Württemberg 20:1-97.
- Handschuh M. (2015): Haselhuhn (*Bonasa bonasia* [*rhenana*]) im Lahn-Dill-Kreis. Schulung der „Vogelförster“ und Erbringung von Nachweisen der schwierig zu erfassenden Art im Vogelschutzgebiet „Hauberge bei Haiger“. Unveröff. Bericht an die Staatliche Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und Saarland.
- Handschuh M. (2017): Status and conservation needs of Western Hazel Grouse *Tetrastes bonasia rhenana* in Germany. Presentation at the symposium: An elusive gem facing extinction. Conservation breeding as the silver bullet for the survival of the hazel grouse subspecies *rhenana*? Pfalzmuseum für Naturkunde, Bad Dürkheim, 2.12.2017-3.12.2017. (Presentation available upon request).
- Handschuh M. (2018a): Search for a relict population of the globally threatened Western Hazel Grouse *Tetrastes bonasia rhenana* in Luxembourg. Unpublished project executive report to natur&ëmwelt a.s.b.l., Kockelscheuer.
- Handschuh M. (2018b): Western Hazel Grouse *Tetrastes bonasia rhenana* in Luxembourg: Understanding its demise and restoration measures required. Regulus WB 33:18-35.
- Helfrich-Hau T. (2014): Multifunktionalität von Niederwäldern in Rheinland-Pfalz: Aspekte des Naturschutzes und des Tourismus. Inaugural-Dissertation zur Erlangung der Doktorwürde der Fakultät für Umwelt und Natürliche Ressourcen der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Brsg.
- Herkenrath P., G. Bauschmann, M. M. Jöbges & J. Weiss (2017): Das Westliche Haselhuhn *Tetrastes bonasia rhenana* - ein vom Aussterben bedrohtes Taxon in Deutschland. Berichte zum Vogelschutz 53/54:115-120.
- International Union for Conservation of Nature (1987): The IUCN policy statement on captive breeding. IUCN Species Survival Commission (SSC), Captive Breeding Specialist Group (CBSG). Gland, Switzerland. https://portals.iucn.org/library/node/6506.
- Jamieson S. (2016): Biologist who snatched eggs from nests of world's rarest bird wins the 'Nobel prize' of conservation. The Telegraph, 4 May 2016. https://www.telegraph.co.uk/news/2016/05/04/biologist-who-snatched-eggs-from-nests-of-worlds-rarest-bird-win/ .
- Jansson G., P. Angelstam, J. Åberg & J. E. Swenson (2004): Management targets for the conservation of hazel grouse in boreal landscapes. Ecological Bulletins 51:259–264.
- Johnston A. (2016): Hazel Grouse monitoring in Luxembourg's ‘Eislek’ 2015-2016. Monitoring of the Hazel Grouse *Tetrastes bonasia rhenana* in Luxembourg within EU reporting: Methods, results and recommendations for future study. Unpublished report to natur&ëmwelt a.s.b.l., Kockelscheuer.
- Kajtoch L., M. Zmihorski & Z. Bonczar (2012): Hazel Grouse occurrence in fragmented forests: habitat quantity and configuration is more important than quality. Eur. Jour. Forest Res. 131:1783–1795.
- Kämpfer-Lauenstein A. (1995): Raumnutzung und Ansiedlungsverhalten von Haselhühnern (*Bonasa bonasia*) im Nationalpark Bayerischer Wald. Naturschutzreport 10:261-267.
- Keve A. (1948): Preliminary note on the geographical variation of the hazel grouse (*Tetrastes bonasia* L.). Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift 42:162-164.
- Klaus S. & H.-H. Bergmann (2004): Situation der waldbewohnenden Rauhfußhuhnarten Haselhuhn *Bonasa bonasia* und Auerhuhn *Tetrao urogallus* in Deutschland – Ökologie, Verbreitung, Gefährdung und Schutz. Die Vogelwelt 125:283-295.
- Klaus S. & T. Ludwig (2015): Ökologie, Verhalten und Schutz des Haselhuhns *Tetrastes bonasia* im Böhmerwald (Šumava, Tschechien). Schriftenreihe des Landesjagdverbandes Bayern e. V. 22:45-54. https://www.jagd-bayern.de/fileadmin/_BJV/Akademie/Raufusshuehner/Klaus_und_Ludwig.pdf .
- Klaus S. (1995): Hazel Grouse in the Bohemian Forest: Results of a 20-year study *in:* Jenkins, D. (ed.): Proc. Int. Symp. Grouse 6: 27-33. World Pheasant Association, Reading UK. and Istituto Nationale per la Faune Selvatica, Ozzano dell'Emilia, Italy.
- Kleinschmidt 0. (1917): Ornis Germanica. Falco (Beilage Mai 1917):1-10.
- Kleinschmidt 0. (1941): Haselhühner. Falco 37:18.
- Kleinschmidt 0. (1944a): Weiteres über Haselhühner. Falco 40 (1):5-8.
- Kleinschmidt 0. (1944b): Weiteres über Haselhühner. Falco 40 (2):3-4.

- Kleinschmidt 0. (1949): Die Haselhühner der Sowjetunion. Beiträge zur taxonomischen Forschung 1:101-121.
- Kleinschmidt 0. (1952): Nachtrag des Herausgebers *in* Teidoff E.: Das Haselhuhn. Geest und Portig, Leipzig.
- Ledant J.-P. & P. Devillers (1991): La Gélinotte des bois en Ardenne et dans les régions voisines. Habitats, distribution et perspectives de conservation. Document de Travail. Institut royal des Sciences naturelles de Belgique. Bruxelles.
- Ledant J.-P. (1990): La situation de la Gélinotte des bois (*Bonasa bonasia*) en Ardenne et dans les régions voisines [sic]. Aves 27:159-172.
- Lieser M. (1986): Untersuchungen zur Verbreitung und Ökologie des Haselhuhns (*Bonasa bonasia*) an der Mosel. DBV-Mitteilungen Rheinland-Pfalz 1986/1:1–91.
- Lieser M. (1990): Zur Situation des Haselhuhns in der Eifel. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 161:154–158.
- Lieser M. (1994): Untersuchungen der Lebensraumansprüche des Haselhuhns (*Bonasa bonasia* L. 1758) im Schwarzwald im Hinblick auf Maßnahmen zur Arterhaltung. Ökologie der Vögel (Ecology of Birds) 16: 1-117.
- Lieser M. (2003): Probleme des Artenschutzes im Wirtschaftswald am Beispiel der Rauhfußhühner im Schwarzwald. Natur und Landschaft 78:10-17.
- Lieser M. (2015): Wo gibt es noch Haselhühner in Deutschland? Vogelwarte 53:155-156.
- Lieser M. (2018): Warum das Haselhuhn *Tetrastes bonasia* in Mitteleuropa keine Überlebenschance hat. Ornithol. Beob. 115:255-259.
- Lieser M., G. Müller, R. Suchant & H. Vinnai (1993): Dem Haselhuhn helfen. Merkblatt Wildforschung Nr. 1, Wildforschungsstelle Aulendorf.
- Ludwig T. & S. Klaus (2016): Habitat selection in the post-breeding period by Hazel Grouse *Tetrastes bonasia* in the Bohemian Forest. Journal of Ornithology 158:101-112.
- Mathys L., N. E. Zimmermann, N. Zbinden & W. Suter (2006): Identifying habitat suitability for hazel grouse *Bonasa bonasia* at the landscape scale. Wildlife Biology 12: 357-366.
- Moes M. (1991): Untersuchung zur Verbreitung des Haselhuhns (*Bonasa bonasia*) im Raum Wiltz-Derenbach-Grumelscheid-Winseler-Nothum als Beitrag zu einem Artenschutzprogramm Haselhuhn. Unpublished report to the Administration des Eaux et Forêts, Luxembourg.
- Montadert M. & P. Léonard (2003): Survival in an expanding hazel grouse *Bonasa bonasia* population in the southeastern French Alps. Wildlife Biol. 9:387-394.
- Montadert, M. & P. Léonard (2006): Post-juvenile dispersal of Hazel Grouse *Bonasa bonasia* in an expanding population of the southeastern French Alps. Ibis 148: 1-13.
- Montadert M. & P. Léonard (2011a): Biologie de la reproduction de la Gélinotte de bois *Bonasa bonasia* dans les Alpes-de-Haute-Provence (France). Alauda 79:1-16 & 89-98.
- Montadert M. (2005). Fonctionnement démographique et sélection de l'habitat d'une population en phase d'expansion géographique. Cas de la Gélinotte des bois dans les Alpes du Sud, France. PhD thesis, Université de Franche-Comté.
- Mulhauser B. & J.-L. Zimmermann (2008): Suivi à long terme d'une population de Gélinotte des bois *Bonasa bonasia* à l'aide de la bioacoustique. Actes du 32e Colloque Francophone d'Ornithologie. http://www.sorbus-oiseaux.ch/pdf/ActesCFO2008_%20J-L.ZIMMERMANN.pdf .
- Mulhauser B. & J.-L. Zimmermann (2014): Contribution de la bioacoustique au monitoring à long terme d'une population de Gélinottes des bois *Tetrastes bonasia*. Aves 51:65-86.
- Mulhauser B. (2003): Survival of the hazel grouse *Bonasa bonasia rupestris* [sic] in the Jura mountains: between board and lodging. Bulletin de la Société Neuchâteloise des Sciences Naturelles 126:55-70.
- Müller D., B. Schröder & J. Müller (2009): Modelling habitat selection of the cryptic Hazel Grouse *Bonasa bonasia* in a montane forest. Journal of Ornithology 150:717-732.
- Müller F. (1978): Rauhfußhühner als Biotop-Indikatoren. Jagd und Hege 6:57-68.
- Nowak C., B. Cocchiararo, V. Harms & S. Thorn (2012): Genetische Abgrenzung des letzten sicheren hessischen Haselhuhnbestandes (*Bonasa bonasia rhenana*) in den Haubergen. Staatliche Vogelschutzwarte, Frankfurt.

- Paquet J.-Y. (in press): Current status of Hazel Grouse in Belgium – already a ghost or still a gem to be saved? Pollichia (Sonderheft).
- Pfeffer J.-J. (in press): The Hazel Grouse in the Vosges. Pollichia (Sonderheft).
- Potapov R. & R. Sale (2013): Grouse of the World. New Holland Publishers, London.
- Pynnönen A. (1954): Beiträge zur Kenntnis der Lebensweise des Haselhuhns, *Tetrastes bonasia* (L.). Pap. on Game Res. 12:1- 90.
- QGIS Development Team (2018): QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation. URL: http://qgis.osgeo.org
- Rozsa J. (2011): Genetic diversity and differentiation in hazel grouse (*Bonasa bonasia*). A comparison between populations at an expanding range in the French Alps and long-term stable populations in northern Sweden. Master Thesis, University of Uppsala.
- Sachot S., N. Perrin & C. Neet (2003): Winter habitat selection by two sympatric forest grouse in western Switzerland: implications for conservation. Biological Conservation 112:373-382.
- Schäublin S. & K. Bollmann (2011): Winter habitat selection and conservation of Hazel Grouse (*Bonasa bonasia*) in mountain forests. Journal of Ornithology 152:179-192.
- Scherzinger W. (2007): Vorstudie zur Stützung von Haselhuhn-Lebensräumen im Bayerischen Wald. Bericht erstellt im Auftrag der Regierung von Niederbayern, Abteilung 8 / Sachgebiet Naturschutz und Landschaftspflege, Landshut.
- Schmidt R. & J.-C. Heidt (1997): Das Haselhuhn *Bonasa bonasia* im Ösling. Regulus WB 16:1-12.
- Schreiber A. (in press): Die Unterart *rhenana* des Haselhuhns: Taxonomie und Schutzbedarf. Charadrius (Sonderheft).
- Schreiber A., F. Wieland & W. Weitz (2015): Westliches Haselhuhn, *Bonasa bonasia rhenana* – eine dringliche Verantwortungsart für Rheinland-Pfalz. Pollichia-Kurier 31: 37-43.
- Südbeck P., H. Andretzke, S. Fischer, K. Gedeon, T. Schikore, K. Schröder & C. Sudfeldt (2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell.
- Sutherland W. J., I. Newton & R. E. Green (2004): Bird Ecology and Conservation. A Handbook of Techniques. ISBN: 9780198520863. 408 pp. https://moodle.ufsc.br/pluginfile.php/822762/mod_resource/content/1/Bird%20Ecology%20and%20Conservation%20-%20A%20Handbook%20of%20Techniques.pdf .
- Swenson J. E. & P. Angelstam (1993): Habitat separation by sympatric forest grouse in Fennoscandia in relation to boreal forest succession. Can. J. Zool. 71:1303-1310.
- Swenson J. E. (1991a): Social Organisation of hazel grouse and ecological factors influencing it. Diss. University of Adalberta, Dept. of Zoology, Edmonton.
- Swenson, J. E. (1991b): Is the hazel grouse a poor disperser? Trans. IUGB-Congr. 20, Gödöllö: 347-352.
- Swenson J. E. (1993a): The importance of alder to hazel grouse in Fennoscandian boreal forest: evidence from four level of scale. Ecography 16:37-46.
- Swenson J. E. (1995a): The ecology of Hazel Grouse and management of its habitat. Naturschutzreport 10:227-238.
- Swenson J. E. (1995b). Habitat requirement of hazel grouse. Proceedings of the International Grouse Symposium, Reading, Great Britain, World Pheasant Association.
- Swenson J. E., L. Saari & Z. Bonczar (1994): Effects of weather on Hazel Grouse reproduction: an allometric perspective. Journal of Avian Biology 25:8-14.
- Verheyen R. (1941): Etude des formes géographiques de la faune ornithologique Belge. Bulletin Musée Royal d'Histoire Naturelle de Belgique 17:1-12.
- Verheyen R. (1950): Les colombidés et les gallinacés. Institut Royal Sciences Naturelles de Belgique, Bruxelles.
- Wiesner J., H.-H. Bergmann, S. Klaus & F. Müller (1977): Siedlungsdichte und Habitatstruktur des Haselhuhns (*Bonasa bonasia*) im Waldgebiet von Bialowieza (Polen). Journal of Ornithology 118:1-20.
- Zbinden N. (1979): Zur Ökologie des Haselhuhns *Bonasa bonasia* in den Buchenwäldern des Chasseral, Faltenjura. Orn. Beob. 76:169-214.

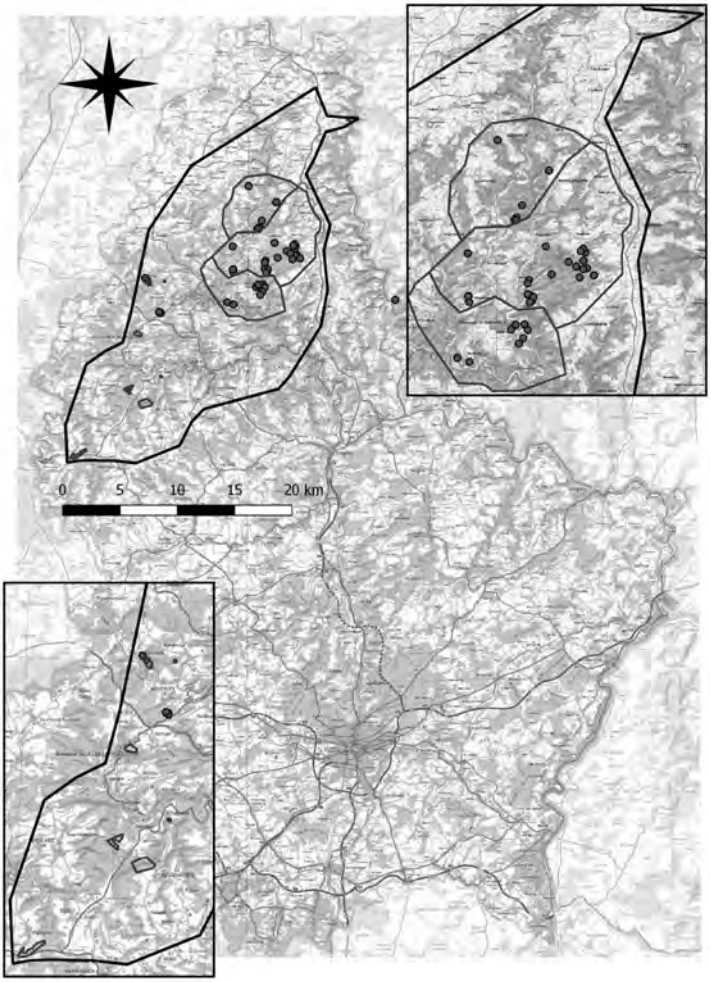


Figure 1: Map of Luxembourg and overview over the wider survey area (black outline: c. 42.000 ha), areas searched in detail (inner outlines; sum of the three large areas: c. 8.800 ha; sum of the seven small areas: c. 160 ha) and reports of *T. b. rhenana* 2013-2017 (dots). The map insets show details of the north-eastern (top right) and southwestern (bottom left) part of the wider survey area. The scale refers to the map of Luxembourg only. Note: The inner outline is not the actual extent of potentially suitable Western Hazel Grouse habitat found and searched, but it marks areas that were considered promising to find Western Hazel Grouse based on previous reports and the extent / proportion of suitable habitat contained, and in which then all suitable habitat patches were searched in detail. Map prepared using QGIS (QGIS Development Team 2018).

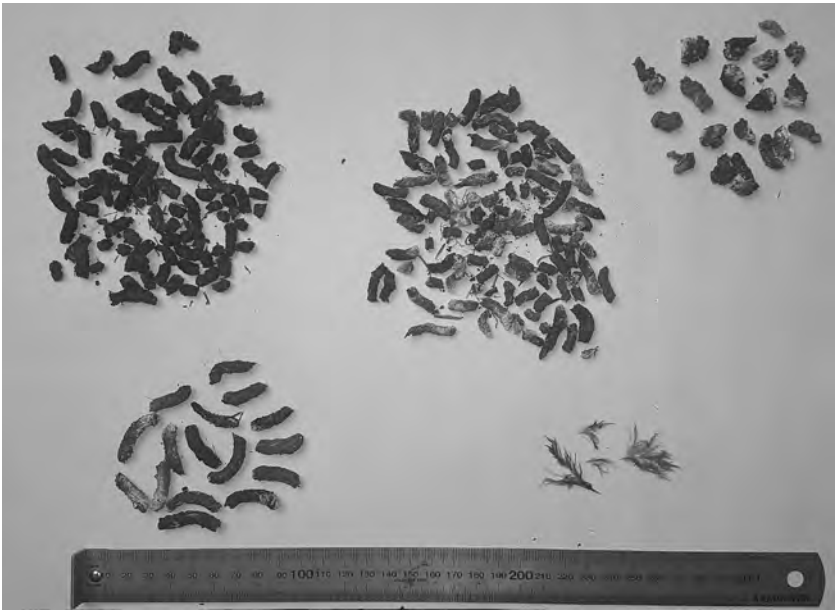


Figure 2: If Hazel Grouse is present in an area, then proof of it can be found: Result in terms of unambiguous hard evidence of a 4 h follow-up in the field in April 2018 on a previous supposed sight record of Hazel Grouse ("Alpine Hazel Grouse" *T. b. styriaca*) in Switzerland: More than 150 winter droppings and some small feathers of Hazel Grouse found at c. 25 feeding, resting and roosting locations and at a dust bathing site on c. 4 ha around the record site. The droppings at the top left stem from a previous snow refuge and were wetter than the other droppings, thus the dark colour. Swiss Jura, April 2018.

Figure 3: If present, Western Hazel Grouse can be confirmed with hard evidence, too: Dust bathing site of *T. b. rhenana* (centre left) in the Vosges Mountains, on the underside of the overgrown root plate of a fallen Fir *Abies alba* tree, confirmed by droppings to be used by Hazel Grouse (and not only by other bird species that also occur in Hazel Grouse habitat and regularly bathe in the dust). In the Vosges, Western Hazel Grouse also inhabits higher altitudes where Fir occurs naturally, as opposed to other parts of the taxon's range where originally there were no conifers (SCHREIBER et al. 2015). Vosges, France, May 2018.

Figure 4: Faeces (slightly to the left of bottom centre, on Oak *Quercus sp.* leaf) and small feathers of Woodcock found within a suspected Western Hazel Grouse territory in suitable habitat, at a spot where a Woodcock had been flushed. Luxembourg, April 2018.

Western Hazel Grouse *Tetrastes bonasia rhenana* in Luxembourg: Understanding its demise and restoration measures required

Markus Handschuh, Markgrafenstr. 20, D-79211 Denzlingen, Germany.
Email: markus.handschuh@gmx.de

Zusammenfassung: **Das Westliche Haselhuhn *Tetrastes bonasia rhenana* in Luxemburg: Kontext seines Niedergangs und notwendige Schutzmaßnahmen**
Eine im März-April 2018 durchgeführte intensive Suche nach dem Westlichen Haselhuhn *Tetrastes bonasia rhenana* in Luxemburg war erfolglos. Das Verschwinden des Taxons in Luxemburg wird anhand einer Literaturübersicht zur Biologie und den Lebensraumansprüchen des Haselhuhns in einen ökologischen Kontext gestellt. Angesichts derzeitiger Lebensraumdefizite (Flächen mit geeignetem Habitat zumeist zu klein und zu isoliert als Resultat einer ungünstigen Forstwirtschaft) und sehr hoher Dichten an Huftieren (Rothirsch, Wildschwein) und Raubsäugern haben mögliche letzte Einzelvögel ohne rasche und weitreichende Schutzmaßnahmen keine Überlebenschance. Die Schaffung optimierter Lebensräume zum Erhalt des Westlichen Haselhuhns über mögliche letzte Einzelvögel oder für eine zukünftige Wiederansiedlung sowie weitere Schutzmaßnahmen werden vorgeschlagen.

Résumé : **La sous-espèce rhenana de la Gélinotte des bois *Tetrastes bonasia* au Luxembourg: contexte de sa régression et mesures de protection.**
Le résultat de la recherche ciblée de *Tetrastes bonasia rhenana* en mars-avril 2018 au Luxembourg a été négatif. Le contexte écologique de la régression de cette sous-espèce au Luxembourg est analysé sur base d'un résumé des publications traitant de sa biologie et de ses exigences d'habitat. Compte-tenu des déficiences en matière d'habitat (parcelles résiduelles avec habitat adéquat trop exiguës et trop islolées suite à une exploitation forestière inadéquate) et densités très élévées d'ongulés (cervidés et sanglier) et de mammifères prédateurs, d'éventuels individus restants n'auront pas de chance de survie sans mesures de protection rapides et adéquates. Des approches sont évoquées afin de favoriser le maintien des deriers individus, voire de faciliter une réintroduction future, ainsi que d'autres mesures de protection.

Abstract: An intensive search for Western Hazel Grouse *Tetrastes bonasia rhenana* in Luxembourg in March-April 2018 was unsuccessful. Through a literature review on the ecology and habitat requirement of Hazel Grouse, the demise of the taxon in Luxemburg is contextualized. In the face of current habitat deficiencies (patches of suitable habitat mostly too small and too isolated due to widespread forest management practices that are detrimental for Hazel Grouse) and very high densities of ungulates and mammalian predators, possible last individuals of Western Hazel Grouse persisting in the country have no chance to survive without rapid and major intervention. Suggestions of measures to support possible last individuals or to facilitate future reintroduction and of further conservation measures are made.

The Western subspecies *rhenana* of Hazel Grouse *Tetrastes bonasia*, hereafter referred to as Western Hazel Grouse *Tetrastes bonasia rhenana* following Schreiber et al. (2015), is a valid taxon. It differs from all other subspecies of Hazel Grouse worldwide concerning morphological traits (Bauer 1960, Glutz v. Blotzheim et al. 1973/1994, Bergmann et al. 1996, Schreiber in press), genetics (Nowak et al. 2012) and with regards to habitat selection (Glutz v. Blotzheim et al. 1973/1994, Bergmann et al. 1996, Schreiber et al. 2015).

In the frame of an international expert meeting in Bad Dürkheim, Germany, in December 2017, a revision of the latest status information on Western Hazel Grouse revealed that the taxon has become extremely rare in its entire global range in France, Belgium, Luxembourg and Germany, and faces imminent global extinction (Pfeffer in press for the Vosges, Dronneau in press for northern France, Paquet in press for Belgium, Felten & Bastian in press and Handschuh 2018b for Luxembourg, Dietzen & Handschuh in press for Germany).

In March-April 2018, a subsequent search for the taxon in Luxembourg revealed no evidence for its continued presence which lead to the conclusion that the bird is probably extinct in Luxembourg (Handschuh 2018a).
Here, these findings are put into a wider context, to better understand why *T. b. rhenana* has largely disappeared throughout its range, including Luxembourg.

The following is a summary of Pynnönen (1954), Eiberle (1974), Wiesner et al. (1977), Müller (1978), Zbinden (1979), Asch and Müller (1989), Swenson (1991a, 1991b, 1993a, 1993b, 1995a, 1995b), Swenson and Angelstam (1993), Lieser et al. (1993), Swenson et al. (1994), Lieser (1994), Klaus (1995), Kämpfer-Lauenstein (1995), Bergmann et al. (1996), Åberg et al. (1995, 2000, 2003), Sachot et al. (2003), Montadert and Léonard (2003, 2006, 2007, 2011b), Klaus and Bergmann (2004), Jansson et al. (2004), Mulhauser (2003), Montadert (2005), Mathys et al. (2006), Scherzinger (2007), Mulhauser and Zimmermann (2008, 2014), Müller et al. (2009), Schäublin and Bollmann (2011), Kajtoch et al. (2012), Sitzia et al. (2013), Klaus and Ludwig (2015), Ludwig and Klaus (2016), Rechsteiner (2016), Matysek et al. (2018), Guillet (2018), Kortmann et al. (2018), Montadert and Klaus (in press), Montadert (pers. comm.) and Lieser (pers. comm.), and specifically concerning *T. b. rhenana* of Glutz v. Blotzheim et al. (1973/1994), Lieser (1990) and Handschuh (2004, 2015).

Hazel Grouse is a specialised inhabitant of the scrub and low tree layer of closed forests. It is an indicator species for forests rich in biodiversity and of high ecological value. The species inhabits preferably young stages of forest succession with a pronounced scrub and field layer. During summer, Hazel Grouse spend most of their time on the ground and feed in the field layer. During winter, the birds mostly live in trees and feed on buds and catkins of soft woods. Hazel Grouse inhabits a narrow ecological niche; large tracts of forest alone are not enough for the species to persist. The species is short-lived (life expectancy: few years), extremely sedentary and a poor disperser. The following are key parameters for a forest to be suitable for Hazel Grouse:

1. Well-developed understorey that provides good year-round horizontal and vertical cover up to 7 m above ground and in particular in the first 2 m above ground. In coniferous forests, cover is generated mainly by low vital conifer branches and in broadleaved forests mainly by high stem density.
2. Winter food mainly catkins and buds of various soft woods, occurring in close proximity (i.e. within few metres and ideally in direct contact) to cover provided by conifers; these are mainly Spruce and Fir, in some areas also Douglas Fir *Pseudotsuga menziesii*; Pine *Pinus sp.* is unfavourable and only suitable in connection with other conifers and Larch *Larix sp*. is mostly unsuitable in Western Europe due to its lack of leaves in winter. As a specialty, for *T. b. rhenana* winter food can also occur inside very dense pure deciduous stands without any conifers.
3. High quality nutrition for hens in cover during the pre-egg-laying period, i.e. mainly easily digestible field layer vegetation rich in protein.

4. Small sunny forest gaps with a well-developed field layer providing cover and food for brood-rearing and / or stands of translucent deciduous tree species that allow the development of a rich field layer under the canopy (e. g. in dense pioneer regeneration forest or in coppice woodland).
5. Spatial aspects: a) Hazel Grouse territories often consist of a matrix of (seasonally) suitable and unsuitable habitat patches. In Western Europe, territory size of Hazel Grouse is mostly 10-40 ha (min. 5 ha and max. 100 ha), depending, to varying degrees, on the number, size and quality of habitat patches available, population density, the status of the birds (single males tend to have the largest territories) and also on the method of calculating home range size (e. g. minimum convex polygons vs. sum of used grid cells). b) Within their annual home range, Hazel Grouse are able to cover distances of up to c. 1.5 km. c) Habitat patches that as a whole are suitable to set up at least one home range, i.e. basically territories themselves must not be further away from one another than c. 2 km in closed, but unsuitable forest (in Sweden; no data in Western Europe, but according to Scherzinger (2007), a benchmark is 1.5 km). d) Hazel Grouse cannot populate isolated forest fragments that are smaller than c. 30-40 ha (i.e. roughly the size of a territory) *or* that are separated by more than c. 100-200 m of open land (clearcuttings, farmland) from neighbouring forest fragments.

It is important to appreciate that all of these key parameters must be fulfilled in a forest to allow Hazel Grouse to survive; even if only one of the prerequisites is lacking or breaks away (e. g. key parameter 1, cover, due to strong thinning and systematic removal of low vital branches in young forest stands, or key parameter 2, winter food, due to the systematic removal of winter food trees, or if suitable habitat patches are too small and / or too far from one another and thus spatial aspects are not fulfilled), then the entire forest becomes unsuitable for Hazel Grouse.

In Western Europe, good quality habitat is characterised by a fine-grained mosaic of different vertical and horizontal forest structures that both provide good cover and permit light to reach the forest floor. They thus allow the growth of a field layer providing food during the summer and the regeneration of light demanding tree species that are important as winter food (Montadert & Klaus in press; see Fig. 1).

According to Montadert (pers. comm.), based on his long-term experience with Hazel Grouse in the French Alps and in the French Jura (e. g. Montadert 2005), the “ideal situation” in Western Europe seems to be a winter home range with continuous secure cover and good accessibility of winter food in a minimum area of 5 ha, and better 10-20 ha. The habitat conditions for brood rearing (gaps and deciduous stands with a field layer) may not be fulfilled in the winter territory (and vice versa) and thus brood rearing may often take place in an area of at least 20 ha (and better up to 40 ha) outside of the winter home range. Hazel Grouse is quite flexible in terms of food plants, particularly during summer (Zbinden 1979, Lieser 1994, Potapov & Sale 2013, Montadert & Klaus in press, Montadert pers. comm.; also see overviews over food plants in Bergmann et al. 1996 and in Handschuh 2004; specifically for *T. b. rhenana*: Lieser 1986 in Lieser 1990), while it is highly inflexible regarding cover generated by vegetation structure. Cover even has priority over food in the sense that the species does not use food resources away from good cover, even if they are plentiful (Swenson 1991a, 1995a). Therefore, and because the species occurs in a large variety of habitat types (see overview in Bergmann et al. 1996), Hazel Grouse is a “structure specialist” rather than a “habitat specialist” (Montadert & Klaus in press, Klaus pers. comm.). This means that forest age and plant species composition are rather unimportant, as long as Hazel Grouse is able to safely access its above-listed key resources.

In this regard, different forest types can be equally suitable for Hazel Grouse (Glutz v. Blotzheim et al. 1973, 1994, Bergmann et al. 1996, Montadert 2005, Scherzinger 2007, pers. obs.):

- Multi-layered, old growth forest with gaps, holes and small openings
- Open wood pasture or old forest grazed by cattle that results in an open, but still vertically and horizontally diverse structure

- Large, uniform, dense, single-layered young natural regeneration forests after clearcutting, wind throw, insect calamities or fire, or in the form of man-made coppice woodland or forest succession on former open areas such as pastures, farmland and quarries

To the untrained human eye, those forest types may appear totally different to one another, their structure in terms of food and cover for Hazel Grouse, however, is very similar.

In Europe, in general the availability of winter food trees in close proximity to conifers seems to be the most important limiting factor for Hazel Grouse (Swenson 1991a, 1993b, 1995a, Lieser 1994, Bergmann et al. 1996). The cover provided by conifers is crucial for winter survival (including survival of first year birds when they have settled down after autumn dispersal; winter survival also determines the abundance of breeding pairs in the following spring) when due to a lack of foliage, Hazel Grouse is highly vulnerable to Goshawk *Accipiter gentilis*, the main avian predator throughout its range (e. g. Swenson 1991a, 1993a, Bergmann et al. 1996, Montadert & Léonard 2003, Mulhauser 2003, Montadert 2005, Scherzinger 2007, Montadert & Léonard 2011b, Montadert & Klaus in press).

Although the highest Hazel Grouse densities have been recorded in extensive, dense tracts of young regeneration forest (see overview in Bergmann et al. 1996), the species is not a "pioneer species" because, e. g., it lacks the long-range dispersal ability typical for pioneer species. Rather, the natural habitat of Hazel Grouse seems (but is not proven) to be very old forest, parts and patches of which may be in the decay and regeneration phase at any time, resulting in a small-scale matrix of habitat patches that are suitable or unsuitable for the species. In such a forest landscape, Hazel Grouse is able to set up territories at all locations where patches of suitable habitat are large enough and close enough to one another (also see below) so that in their sum, they are sufficient to fulfil the species' requirements. Such long-term stable conditions allowed Hazel Grouse to evolve to be sedentary and develop only poor dispersal abilities, despite being reliant on elements of early stages of forest succession (Swenson 1991a, 1991b, 1993b, 1995a, 1995b, Bergmann et al. 1996, Montadert 2005, Scherzinger 2007). This is opposed to true pioneer species that are able to disperse over large distances, crossing large areas of unsuitable habitat, and rapidly find and populate new, short-term habitat and move on when the habitat becomes unsuitable.

As a specialty, Western Hazel Grouse is the only subspecies of Hazel Grouse that has evolved in and has originally been restricted to purely deciduous forests (except for some small parts of its original range with natural high-altitude mixed montane forests, e. g. in the Vosges Mountains in France) and under Atlantic climate conditions (Schreiber et al. 2015). The habitat requirements of *T. b. rhenana* have long been fulfilled particularly well in man-made deciduous coppice woodland which used to be widespread throughout Western Europe: It was the traditional main habitat type of Western Hazel Grouse, especially throughout the Rhenish Massif, including Luxembourg (Glutz v. Blotzheim et al. 1973/1994, Faber 1987, Ledant 1990, Ledant & Devillers 1991, Lieser 1990, Moes 1991, Bergmann et al. 1996).

In Luxembourg, the main coppice type inhabited by Western Hazel Grouse used to be Oak *Quercus sp*. coppice, the so-called Lohhecken. The woodland was cut every 15-30 years to obtain bark for leather tanning and the timber was used mainly as firewood. These stands were most suitable for Hazel Grouse at ages of about 10 to about 20 years after cutting (e. g. Faber 1987, Aarbechtsgrupp Beschhong 1997, Schmidt & Heidt 1997, Felten & Biver 2009).

Hazel Grouse is a strict forest bird and all studies on the species' habitat selection stress the crucial importance of cover (Swenson 1991a, Lieser 1994, Bergmann et al. 1996, Montadert 2005, Klaus & Ludwig 2015, Scherzinger 2007, Guillet 2018). Due to the high predation pressure by numerous mammalian and avian predators that this small forest grouse is permanently exposed to (e. g. Glutz v. Blotzheim et al. 1973/1994, Swenson 1991a, 1993b, Bergmann et al. 1996, Montadert & Léonard 2003, Montadert 2005, Scherzinger 2007), it is wary of areas and spots that do not fulfil its vital need for security and cover, both on the forest stand (Fig. 1) and microhabitat level (Fig. 2).

The need for cover goes so far that, e. g., Hazel Grouse will regularly use a particular spot in cover for resting while it will not use another spot only a couple of metres away that looks identical except that it is surrounded by slightly less vegetation resulting in a little less overall cover. Even single small saplings or branches of small trees can make a difference in whether Hazel Grouse uses a spot for resting or not, as indicated by the presence of droppings (Fig. 2). Hazel Grouse will also meticulously avoid using or crossing dangerous forest patches and dangerous parts of its territory with little cover whenever possible and even make significant detours in cover to reach certain spots, in particular when suitable and less dangerous forest patches are nearby (Swenson 1991a, Scherzinger 2007; Lieser pers. comm.; pers. obs. in various Hazel Grouse areas).There may be occasions when Hazel Grouse is forced to cross unsuitable forest patches with little cover or other dangerous terrain, e. g. during the dispersion period of juveniles in autumn (Montadert & Léonard 2006, Montadert & Klaus 2011). However, these are rare events and thus, an accidental observation of a bird untypically leaving good cover is unlikely. In Western Hazel Grouse, given the taxon's current rarity throughout its range, an observation in untypical habitat outside of good cover is even more improbable.

Male Hazel Grouse in an aggressive mood that are irritated by a surveyor using the lure whistle may also move into or cross untypical habitat, but such occasions are rare, too, and they are not accidental (pers. obs.).

Habitat deficiencies as a crucial problem for *T. b. rhenana* in Luxembourg

In the standard Luxembourgish forest, there have long been and still are active mechanisms that lead to the loss of one or more of the key parameters for a forest to be suitable for Hazel Grouse. This currently renders a very high proportion of the Luxembourgish forest unsuitable for *T. b. rhenana*. Habitat deficiencies are outlined in the following.

1. Loss of coppice woodland

There is unanimous agreement that the single most important reason for the decline of Western Hazel Grouse populations throughout the taxon's global range, including Luxembourg, is the widespread loss of coppice woodland (e. g. Glutz v. Blotzheim 1973/1994, Faber 1987, Ledant 1990, Ledant & Devillers 1991, Lieser 1990, Moes 1991, Bergmann et al. 1996, Dietzen 2015, Helfrich-Hau 2014). This loss is mainly due to abandonment of active coppice management and subsequent growth of the stands into age classes structurally unsuitable for Western Hazel Grouse. Also, on a large scale, coppice woodland has been transformed into conifer plantations or high forests that are unsuitable for Western Hazel Grouse. Ageing and transformation leads to transparent stands lacking horizontal and vertical cover (key parameter 1) and with few to no winter food trees (key parameter 2) and with no or only a poorly developed field layer (key parameters 3 and 4) and thus such forest stands are unsuitable for Hazel Grouse.

Grown-through former coppice woodland that is now transparent medium-aged deciduous forest is a common picture in Luxembourg and photos of such forest stands can be found in various reports (e. g. Aarbechtsgrupp Beschhong 1997, Johnston 2016, Pfeffer 2017).

The decline of Western Hazel Grouse in Luxembourg due to the loss of actively managed coppice woodland has been reported repeatedly and by basically every single author writing about conservation of the taxon in Luxembourg in recent decades: Already 30 years ago by Faber (1987) and subsequently by, e. g., Ledant (1990, 1991), Moes (1991), Aarbechtsgrupp Beschhong (1997), Schmidt and Heidt (1997), Felten and Biver (2009), Johnston (2016), Felten and Bastian (in press). All of the authors considered it crucial to reverse the negative habitat trend in order to conserve Western Hazel Grouse in Luxembourg.

However, despite alarm calls for decades and judging from their stage of development, large areas of former coppice woodland in Luxembourg seem to have become unsuitable for Western Hazel Grouse only in the past 20 years. Especially on poor soils or in extreme expositions where the (oak) forest grows slower and tends to develop dwarf or cripple structures, until very recent-

ly there would have been the opportunity to conserve and maintain Western Hazel Grouse habitat without much effort.

2. Forest management practices detrimental to Western Hazel Grouse

Apart from the widespread transformation of coppice woodlands into conifer plantations and high forest, there are also other forestry practices that are problematic for Hazel Grouse.

As almost everywhere in the global range of Western Hazel Grouse, intensively managed single-species conifer plantations are a common picture in Luxembourg, too. Such stands are unsuitable for Hazel Grouse due to the lack of winter food trees (key parameter 2) and a field layer (key parameters 3 and 4). At older stages or after strong thinning and pruning, such stands also lack cover (key parameter 1).

However, if young conifer plantations contain at least 10 % deciduous soft woods, they can be suitable Hazel Grouse winter habitat; if they also contain gaps with a field layer, they are also suitable in summer (Lieser 1994, Klaus & Ludwig 2015). Structurally and species-rich young mixed forest stands can even be prime Hazel Grouse habitat (Asch & Müller 1989, Bergmann et al. 1996). These forest types also exist in Luxembourg. However, such potentially longer-term suitable forest stands are almost always devalued for Western Hazel Grouse at an early stage. In particular, strong thinning, mostly combined with the removal of soft woods and pruning, i.e. removal of low vital conifer branches, results in horizontally and vertically transparent stands: Thus, potential Hazel Grouse habitat is destroyed from one day to another. Such practice even renders the forest stand almost irrecoverably unsuitable for Hazel Grouse (Fig. 3 & 4).

Another alarmingly common practice in Luxembourgish forests are harvester-made industrial-scale clear-cuttings that completely alter large swathes of forest habitat from one day to another and cause local forest fragmentation (Fig. 5); both is detrimental to Hazel Grouse (key parameters 5 a-d). The government must intervene regarding this seriously detrimental development and limit the maximum permitted size of clear-cuttings (under consideration of species that may be reliant on clear felling habitat).

In theory, on former clear-cuttings, new Western Hazel Grouse habitat in the form of rich young forest stands could develop rapidly. However, such areas are mostly not left to regenerate naturally, or replanted with deciduous trees or as mixed stands with wide spacing. Instead they are densely replanted with conifers only, even close to the edges of forest tracks and streams. Subsequently, such stands are intensively managed, i.e. thinned, pruned and soft woods that may have managed to come up are removed.

3. Spatial aspects

For Hazel Grouse in general, spatial aspects of habitat availability have been discussed above. For Western Hazel Grouse in particular, there are only few data published.

Schmidt and Heidt (1997) state four different theoretical average territory sizes of Western Hazel Grouse, based on unpublished data and calculated from estimated “cruising radii” determined by the “activities of the male Hazel Grouse” in the German part of the Rhenish Massif in the border triangle of North Rhine-Westphalia, Hesse and Rhineland-Palatinate. They mention c. 28 ha and then 25 ha for basalt soils and c. 78 ha and then 71.4 ha for Devonian underground. However, these figures should probably be treated with caution because the authors do not mention the underlying sample size and how exactly the “cruising radii” were determined; also, it remains unclear which of the different figures actually is the average territory size. Furthermore, in intensively managed forests in Western Europe, Hazel Grouse occurrence and density has little to do with geology, but rather with forest management (pers. obs.).

In the Moselle Valley in the Rhenish Massif in Rhineland-Palatinate, Germany, Lieser (1986 in Lieser 1990 and in Dietzen 2015) found two Western Hazel Grouse territories in coppice habitat to size 12-15 ha, mainly based on locations where indirect signs of the birds were found.

In the Southern Vosges in France (Départements Haut-Rhin and Haute-Saône), the core areas of three home ranges in good quality habitat in coppice woodland and in young regeneration forests were about 5-10 ha; this was determined by locations where indirect signs were found frequently and few incidences when the birds were seen or heard (Handschuh 2004). Several neighbouring core areas with frequent records in high quality Hazel bush forest and other young coppice habitats were about the same size (pers. obs.). The coppice woodlands have been abandoned in the meantime and today, there is not a single territory left in this area that 20 years ago was densely populated by Western Hazel Grouse (Pfeffer pers. comm.).

In the Rhenish Massif in Hesse, Germany, Popp, cited in Glutz v. Blotzheim et al. (1973/1994), found that a pair of *T. b. rhenana* required an area of 40 ha (10-80 ha); however, there is no mention of the sample size, habitat types and how home range size was determined.

Since none of the figures mentioned above are based on telemetry data of tagged birds, they may not be very accurate. Home range sizes determined by telemetry are usually larger than those based on indirect signs and on occasional direct observations.

For example, in *T. b. rupestris* ("Eastern Central European Hazel Grouse") in the Black Forest, Asch and Müller (1989) and Asch (pers. comm.) assumed minimum territory sizes of 2-5 ha in optimal habitat in coppice woodland and forest succession of former pastures, based mainly on locations where indirect signs were found frequently. However, based on data from radio tagged individuals in similar habitats in the Black Forest, Lieser (1994) found monthly home range sizes of 5-7 ha and yearly home range sizes of around 30 ha (sum of 0.25 ha areas used by the birds, respectively).

So, in summary, it seems that 10-15 ha of high-quality habitat per pair of *T. b. rhenana*, in which the birds find fulfilled all of their seasonal requirements (key parameters 1-4), is probably a good benchmark.

Apart from individual habitat patch and territory size, the isolation of habitat patches and territories, even within closed (but unsuitable) forest, is also an important spatial parameter for the survival of Hazel Grouse. Since the species is extremely sedentary and a poor disperser, there is a high risk of population kernels becoming isolated and subsequently, in this short-lived species that faces a permanent high predation risk, disappearing very rapidly (Swenson 1991b, 1995a, Lieser 1994, Bergmann et al. 1996, Jansson et al. 2004, Montadert & Léonard 2003, 2006, 2011b, Scherzinger 2007, Mulhauser & Zimmermann 2008, 2014).

On the level of the individual territory, in Eastern Central European Hazel Grouse in the Black Forest, Lieser (1994) found that c. 30 ha of suitable habitat imbedded and spread out over up to 80 ha of more or less unsuitable, for Hazel Grouse crossable standard forest is sufficient for a pair to set up a territory. Lieser's radio-tagged birds covered maximum distances between two locations within their home range of 1-1.5 km. However, these findings must be considered with caution because at the time of Lieser's study, the Hazel Grouse population in the Black Forest had already declined dramatically and some ten years later Hazel Grouse was extinct in the Black Forest (Asch & Müller 1989, Lieser et al. 1993, Klaus & Bergmann 2004, Asch 2007).

On the next higher level, i.e. with regards to different, neighbouring territories, there have been studies in Sweden on the nominate form of Hazel Grouse *T. b. bonasia*. There, in closed forests, the distribution and number of Hazel Grouse occurrences in fragments of suitable habitat were affected by the size of the respective habitat fragment and by its distance to the nearest neighbouring habitat fragment (Åberg et al. 1995, 2000). Based on these and own studies, Swenson (1995a) states that, within closed forest, the distance between suitable habitat patches of c. 40 ha in size, which is the average Hazel Grouse territory size in that area, should not be more than 2 km.

Although for Western Hazel Grouse there have been no dedicated studies on these issues, it is safe to assume that this taxon does not function differently from other European populations of Hazel Grouse. This assumption is further supported by the study of Nowak et al. (2012) that, based on samples mainly taken from museum skins, revealed genetic differences in Western Hazel Grouse populations on the regional scale, even within the German part of the Rhenish Massif, as well as by detailed taxonomic analyses of museums skins by A. Schreiber (pers. comm.) that revealed fine-scale local plumage differences.

There are no current figures on the exact extent and proportion of potentially suitable Western Hazel Grouse habitat in Luxembourg. However, even lacking an exact quantification, it is obvious that individual habitat patches in Luxembourg are mostly too small and too isolated for Western Hazel Grouse to be able to set up territories.

Without a doubt, this is also true on the next higher level, i.e. with regards to territories themselves not being isolated: Most of the patches with suitable or very good habitat found during the recent search for Western Hazel Grouse in Luxembourg (Handschuh 2018b) were very small (< 1 ha) or up to a couple of ha at most and those patches were mostly widely spaced. Hardly any site with 5-10 ha of contiguous, more or less good quality potential Western Hazel Grouse habitat was found. Only three, widely separated areas contained 10-15 ha of contiguous, potentially very good habitat: A forest succession on former pasture near Bockholtz (c. 10 ha) and two largely naturally forested former clear-cuttings near Grümmelscheid and Mecher (c. 15 ha each). Remarkably, after the survey it came to light that the latter two areas are owned by natur&ëmwelt Fondation Hëllef fir d'Natur.

In order to determine the current exact extent and proportion of potentially suitable Western Hazel Grouse habitat in Luxembourg, a detailed study is required. However, this may be complicated due to the lack of good reference data: Precise and reliable old figures may not be available and there are currently no inhabited reference sites within the country.

4. Aspects of population biology connected to habitat availability

As outlined above, Hazel Grouse has particular habitat requirements that, without habitat management, are only met during certain phases of the natural forest succession and therefore only temporarily in any given area. Also, the species is sedentary and a poor disperser. Furthermore, being a small forest grouse, it faces a permanent high predation risk. For these reasons, population kernels can easily become isolated and then disappear rapidly.

Therefore, it is important to note that Hazel Grouse is not a species that is able to cling on for years or decades at low density, and that the chance of isolated pairs or single individuals occurring and persisting any appreciable length of time is extremely low. The basis for Hazel Grouse to survive in the long term is to be embedded in a strong population on the supra-regional level. This buffers larger scale "natural" population fluctuations (Bergmann et al. 1996) as well as local population declines due to:

- (temporarily) low habitat quality or availability (e. g. when a forest reaches a less suitable age class)
- temporary high adult mortality as a result of temporarily low rodent abundance and thus little other prey for generalist predators
- chance events such as poor weather during the brood-rearing period; if things go particularly badly, then there may even be poor weather for several years in a row.

In a strong, supra-regional Hazel Grouse population, population fluctuations can be compensated for and territories that may have become vacant may be refilled.

However, in Western Hazel Grouse, regional or supra-regional strong populations are not present anywhere in the taxon's range anymore, including Luxembourg (Pfeffer in press for the Vosges, Dronneau in press for northern France, Paquet in press for Belgium, Felten & Bastian in press and Handschuh 2018b for Luxembourg, Dietzen & Handschuh in press for Germany). This

is also the main reason why, without the rapid start of a conservation breeding programme, global extinction of Western Hazel Grouse is virtually inevitable.

To conclude on habitat deficiencies in Luxembourg: Despite decades of repeated calls for measures to be taken to maintain and improve Western Hazel Grouse habitats in the country, obviously none or hardly any concrete measures have been taken. The current absence of *T. b. rhenana* may be explained by anthropogenic habitat deficiencies alone.

Further problems for *T. b. rhenana* in Luxembourg

In addition to the habitat deficiencies due to detrimental forestry practices outlined above, there are also further obvious problems for Western Hazel Grouse in Luxembourg (Johnston 2016, Handschuh 2018b):

1. Very high density of herbivores, in particular Red Deer *Cervus elaphus*, that put immense browsing pressure on the last remaining small pockets of potential Western Hazel Grouse habitat, including the few patches of actively managed coppice woodland that still exist. Excessive browsing reduces general cover (key parameter 1) and the growth of winter food trees (key parameter 2) as well as summer food and cover (key parameters 3 and 4) (also see Lieser 1990, 1994, Bergmann et al. 1996, Handschuh 2015, 2017, Pfeffer 2017).
2. Very high density of Wild Boar *Sus scrofa* that may prey on Hazel Grouse eggs and small chicks (Glutz v. Blotzheim et al. 1973, 1994, Bergmann et al. 1996). Wild Boar is abundant in Luxembourg and signs of its presence are omnipresent in all forests visited. The species prefers dense young forest stands for daytime resting and Handschuh (2018b) saw it frequently, including sounders of a dozen and more individuals. Often, potentially suitable pockets of Western Hazel Grouse habitat are crisscrossed with tracks, rooting sites and daytime beds of Wild Boar. In extreme cases, the boars locally almost completely remove the field layer in potential Hazel Grouse habitats. Also, there are cases where Wild Boars are artificially attracted to and held in potential Hazel Grouse habitats by the operation of feeding stations, even when no raised hide is present and with legal amounts of bait possibly being exceeded.
3. As indicated by the presence of faeces, dens and tracks, very high density of small and medium sized mammalian predators that may prey on all life stages of Western Hazel Grouse, mainly Red Fox *Vulpes vulpes*, Raccoon *Procyon lotor*, Martens *Martes sp*. and Badger *Meles meles*. In particular, Red Fox and Pine Marten *Martes martes* are known main predators of Hazel Grouse (Glutz v. Blotzheim et al. 1973, 1994, Swenson 1991a, Bergmann et al. 1996, Montadert & Léonard 2003, Mulhauser 2003, Montadert 2005). Raccoon is a known predator of the ecologically similar north American Ruffed Grouse *Bonasa umbellus* (e. g. Smith et al. 2015). However, Ruffed Grouse has co-evolved with this predator while in the Western Hazel Grouse range Raccoon is an introduced alien invasive species with potentially great impact. Not least for this reason it must be managed Europe-wide (European Union 2017)

All of these further problems are present in all potential Western Hazel Grouse habitats in Luxembourg and many potential high-quality habitat patches are literally overrun by Deer, Boar and mammalian predators (Handschuh 2018b). Which species of mammalian predators are involved and if there are temporal or spatial variations in densities of Deer, Boar and mammalian predators in potential Hazel Grouse habitats may be investigated in the frame of a detailed study, as long as this does not divert critical time and resources from the most important and statutory issue which is to restore Hazel Grouse.

Measures to restore Hazel Grouse in Luxembourg

Through the Directive 2009/147/EC of the European Parliament and of the Council of 30 November 2009 on the conservation of wild birds, member states are legally bound to conserve and restore Hazel Grouse populations.

Throughout the global range of Western Hazel Grouse, respective measures are extremely urgent. In Luxembourg, the measures outlined in the following are promising.

Development of a Hazel Grouse model area

Handschuh (2018b) found that a c. 2,000 ha area roughly encircled by the polygon Neidhausen-Munshausen-Siebenaler-Pintsch-Lellingen-Hosingen-Neidhausen stood out from the rest of his survey area regarding the proportion of currently still suitable Western Hazel Grouse habitat present and the potential for future habitat development and connection.

This area would be predestined to develop a Hazel Grouse model area that single Western Hazel Grouse, if still present, may find and re-colonise, or, in the likely case that the taxon has already vanished from Luxembourg, as area to be developed and managed for future reintroduction of Hazel Grouse.

A detailed management plan would be required, targeted at the vigorous and binding development of contiguous top quality Hazel Grouse habitat, including habitat creation and management as well as restoration, improvement and maintenance of habitat connectivity. This could be achieved through a combination of, e. g., binding recommendations regarding forest management, targeted land purchase and subsequent management, wood pasture, and dedicated mammalian predator and ungulate management using passive and active means (e. g. fencing, targeted removal). The management plan for the model area should also include a scientifically sound monitoring and evaluation scheme of all management aspects. The role and importance of generalist and specialist mammalian predators and the interconnection between predators and habitat quality has repeatedly been discussed and current agreement amongst European (Hazel) Grouse experts seems to be that mammalian predators are very to extremely important and that on the European scale, the increase of generalist predators in recent decades may be a more important driver of the decline of forest grouse populations than aspects of habitat quality (pers. obs.).

In the longer term, the area should also be widened or further nearby areas be developed, in order to achieve conditions suitable for a Hazel Grouse population that is sufficiently large and dense to be self-sustainingly viable in the long term.

Regarding the minimum population size and minimum area required for the long-term survival of European forest grouse populations, in the past various more or less well-founded figures have been suggested, but currently there is no reliable estimate (Montadert pers. comm., Storch pers. comm.). However, it is well known that forest grouse populations are directly linked to the proportion of suitable habitat. Equally well known are the general spatial requirements of Hazel Grouse (key parameters 5 a-d) which are modest, and the very high densities that the species can reach in top quality habitat. Furthermore, experience from the Black Forest and elsewhere shows that minor general habitat improvements sprinkled over large areas, or bits and pieces of more special habitat measures done here and there are futile for Hazel Grouse. So, all of the basics are known and it is time to act.

Further recommended measures and activities

Most importantly, a country-wide, well-planned massive education campaign on forestry practice beneficial for Western Hazel Grouse should be carried out. Various detailed recommendations and brochures already exist (e. g. Asch & Müller 1989, Lieser et al. 1993, Lieser 1994, Bergmann et al. 1996, BAFU 2001, Montadert & Léonard 2007, Scherzinger 2007; specifically for *T. b. rhenana*: Lieser 1990, Handschuh 2004), also for Luxembourg (Faber 1987; ten years later: Aarbechtsgrupp Beschhong 1997; ten years later: Felten & Biver 2009; ten years later: unsuccessful EU LIFE project application, Felten pers. comm.). These may be updated once again and adapted to the current situation in Luxembourg. In the course of such a campaign, potential Western Hazel Grouse observers (e. g. forest owners, foresters, hunters, birdwatchers) should also be informed about how to find and confirm *T. b. rhenana* in the field.

The term “massive campaign” is used because so far, nowhere in the global range of Western Hazel Grouse have conservation measures been implemented with the necessary vigour and on the required scale, and this is the single most important reason why the taxon is now on the very edge of global extinction. And this, although forest management for Western Hazel Grouse is extremely simple and with appropriate forest management practices, Hazel Grouse in general can almost “be bred” and its population be kept at high levels (pers. obs.). Perhaps in the Grand Duchy of Luxembourg it can finally be demonstrated that effective conservation of the globally threatened *T. b. rhenana* is indeed possible. This is peanuts in comparison to the incredible amounts of money generated and to the attention paid to other issues within the extremely wealthy and highly developed European Union.

It may also be useful to revive a working group on Western Hazel Grouse in Luxembourg, to plan and discuss ways to seriously address these issues and push them forward. However, everyone involved must appreciate that working groups and meetings do not save Hazel Grouse unless they result in rapid concrete action in the forest (Asch 2007, Lieser 2003, 2015, 2018).

When planning and implementing conservation measures to re-open the countryside in possible or former Western Hazel Grouse areas, the potential (also future) negative impact on the globally threatened Western Hazel Grouse and the potential benefits for other, probably less threatened taxa should be weighed up against one another. Western Hazel Grouse benefits from species-rich succession and mosaics where pastures and forest are not clearly separated. Where such measures are indispensable, edges between open spaces and scrub and between long and short vegetation should always be kept gradual and winding and should never be made straight and abrupt. Furthermore, Hazel Grouse food trees should be kept and supported as seed bearers.

On a concluding note, metal fences used to protect forest stands against herbivores are potential death-traps for grouse (Asch & Müller 1989, Lieser & Roth 2001). In Luxembourgish forests, metal fences are a regular occurrence, also in potential Western Hazel Grouse habitat. Where fencing is indispensable, metal fences must be replaced with wooden fencing.

Acknowledgements
The rapid survey of Western Hazel Grouse in northern Luxembourg, from which this publication resulted, was carried with the support of natur&ëmwelt a.s.b.l., Centrale ornithologique; here, my special thanks go to Claudine Felten, Katharina Klein and Mathias Kramer for their manifold support throughout the work. My special thanks also go to Alan Johnston and Pol Thelen for their various important inputs into the survey and their comments on the project report. I would also like to thank very much Marc Montadert, with whom I had many correspondences in recent months, allowing me to benefit from his vast experience with “our favourite chicken”, and a recent very enjoyable couple of days in the French Jura, joined by our long-term “Hazel Grouse friend” Jean-Jacques Pfeffer. I also benefitted from recent discussions with Siegi Klaus, Hans-Heiner Bergmann, Heiner Jacken, Ariel Jacken, Simon Bruslund, Arnd Schreiber, Roland Wirth, Peter Herkenrath (VSW NRW), Dagmar Stiefel (VSW FFM), Florian Brandes, Ursula Wilmering, Manfred Lieser (who was also my first Hazel Grouse mentor almost 20 years ago), Thomas Asch, Ralf Siano, Marc Förschler, Ulrich Franke (wildlifemonitoring.eu) and Gerrit Müller. Marc Montadert, Manfred Lieser and Siegi Klaus commented on an earlier draft manuscript – thank you very much for this. Jon Swenson, Wolfgang Scherzinger, Marc Montadert, Siegi Klaus, Claudine Felten, Manfred Lieser and Ilse Storch provided literature and / or gave important hints and advice. I would also like to thank the c. three dozen persons throughout the “*rhenana* range” who have become part of the unofficial “Western Hazel Grouse task force” for their extremely important work and I congratulate them to their great achievements since the Bad Dürkheim meeting in December 2017; the present survey is also a direct consequence of this meeting..

Literature cited

- Aarbechtsgrupp Beschhong (1997): Das Haselhuhn. Haselhuhnschutz und Waldbewirtschaftung. Adm. des Eaux et Forêts/Service de la conservation de la nature, Luxembourg.
- Åberg J., J. E. Swenson, & P. Angelstam (2003): The habitat requirements of hazel grouse (*Bonasa bonasia*) in managed boreal forest and applicability of forest stand descriptions as a tool to identify suitable patches. Forest Ecology and Management 175:437-444.
- Åberg J., G. Jansson, J. E. Swenson& P. Angelstam (1995): Effect of matrix on hazel grouse occurrence in isolated habitat patches. Oecologia 103:265-269.
- Åberg J., J. E. Swenson& H. Andrén (2000): The dynamics of hazel grouse (*Bonasa bonasia* L.) occurrence in habitat fragments. Can. J. Zool. 78:352–358.
- Asch T. & G. Müller (1989): Haselwild in Baden-Württemberg. Schutzgemeinschaft Deutscher Wald e.V., Landesverband Baden-Württemberg, Stuttgart.
- Asch T. (2007): Der Untergang des Haselhuhnes (*Bonasa bonasia*) in Baden-Württemberg und seine Ursachen. http://archiv.lnv-bw.de/pdf_stellung/mlr-vsg07-haselhuhn.pdf
- BAFU (Bundesamt für Umwelt (ed. 2001): Haselhuhn und Waldbewirtschaftung. Vollzug Umwelt VU Broschüre, Bern.
- Bauer K. (1960): Variabilität und Rassengliederung des Haselhuhnes (*Tetrastes bonasia*) in Mitteleuropa. Bonner Zoologische Beiträge 11:1-18.
- Bergmann H.H., S. Klaus, F. Müller, W. Scherzinger, J. E. Swenson& J. Wiesner (1996): Die Haselhühner. 4. Auflage. Westarp, Magdeburg.
- Böcker F. (2018): Hundeeinsatz in Wildtierforschung und Naturschutz – Wie Hunde Monitoring und Forschung unterstützen können. FVA-einblick 1/2018:19-21. http://www.fva-bw.de/publikationen/einblick/einblick201801.pdf .
- Braunisch V. & R. Suchant (2006): Das Raufußhühner-Monitoring der FVA. Berichte Freiburger Forstliche Forschung 64:47-65.
- Dietzen C. (2015): Haselhuhn *Tetrastes bonasia rhenana* (Kleinschmidt, 1917) *in* Dietzen C., T. Dolich, T. Grunwald, P. Keller, A. Kunz, M. Niehuis, M. Schäf, M. Schmolz & M. Wagner: Die Vogelwelt von Rheinland-Pfalz. Band 2 Entenvögel bis Storchenvögel (Anseriformes–Ciconiiformes). Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz, Beiheft 47:303–315.
- Dietzen C. & M. Handschuh (in press): Status und Schutzbedarf des Westlichen Haselhuhns *Tetrastes bonasia rhenana* in Deutschland. Pollichia (Sonderheft).
- Dronneau C. (in press): Hazel Grouse: Historical repartition in north-east France, period 1935-2016. Pollichia (Sonderheft).
- Eiberle K. (1974): Waldkundliche Aspekte der Forschung an Rauhfußhühnern. Schweiz. Zeitschrift für das Forstwesen 125:147-170.
- European Union (2017): Invasive Alien Species of Union concern. Publications Office of the European Union,Luxembourg .
- Faber P. (1987): La gélinotte des bois (*Bonasa bonasia* L.) dans l'Oesling. Étude pour l'Administration des Eaux et Forêts, Luxembourg. Unpubl. report to the Administration des Eaux et Forêts, Luxembourg.
- Felten C. & M. Bastian (in press): Status and protection needs of Hazel Grouse in Luxemburg. Pollichia (Sonderheft).
- Felten C. & G. Biver (2009): Artenschutzprogramm Haselhuhn *Bonasa bonasia* in Luxemburg. Vorentwurf 11/04/2008. Centrale ornithologique LNVL & Fondation Hëllef fir d'Natur, Kockelscheuer.
- Glutz von Blotzheim U., K. M. Bauer & E. Bezzel (eds. 1973/1994): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 5: Galliformes und Gruiformes (2. Auflage 1994). Akademische Verlagsgesellschaft, Frankfurt am Main.
- Guillet J. (2018): La quête de la gélinotte des bois. Mokkö Editions, Saint Martin le Vinoux.
- Handschuh M. (2004): Zur Eignung von Jungwäldern auf ehemaligen Sturmwurfflächen im Nordschwarzwald als Lebensraum für das Haselhuhn (*Bonasa bonasia*) – ein Vergleich mit besiedelten Jungwäldern der südlichen Vogesen. Ornithologische Jahreshefte für Baden-Württemberg 20:1-97.
- Handschuh M. (2015): Haselhuhn (*Bonasa bonasia* [*rhenana*]) im Lahn-Dill-Kreis. Schulung der „Vogelförster" und Erbringung von Nachweisen der schwierig zu erfassenden Art

im Vogelschutzgebiet „Hauberge bei Haiger“. Unveröff. Bericht an die Staatliche Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und Saarland.
- Handschuh M. (2017): Status and conservation needs of Western Hazel Grouse *Tetrastes bonasia rhenana* in Germany. Presentation at the symposium: An elusive gem facing extinction. Conservation breeding as the silver bullet for the survival of the hazel grouse subspecies *rhenana*? Pfalzmuseum für Naturkunde, Bad Dürkheim, 2.12.2017-3.12.2017. Presentation available upon request.
- Handschuh M. (2018a): Possible extinction of the globally threatened Western Hazel Grouse *Tetrastes bonasia rhenana* in Luxembourg. Regulus WB 33:1-17.
- Handschuh M. (2018b): Search for a relict population of the globally threatened Western Hazel Grouse *Tetrastes bonasia rhenana* in Luxembourg. Unpublished project executive report to natur&ëmwelt a.s.b.l., Kockelscheuer.
- Helfrich-Hau T. (2014): Multifunktionalität von Niederwäldern in Rheinland-Pfalz: Aspekte des Naturschutzes und des Tourismus. Inaugural-Dissertation zur Erlangung der Doktorwürde der Fakultät für Umwelt und Natürliche Ressourcen der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Brsg.
- Jansson G., P. Angelstam, J. Åberg & J. E. Swenson (2004): Management targets for the conservation of hazel grouse in boreal landscapes. Ecological Bulletins 51:259–264.
- Johnston A. (2016): Hazel Grouse monitoring in Luxembourg’s ‘Eislek’ 2015-2016. Monitoring of the Hazel Grouse *Tetrastes bonasia rhenana* in Luxembourg within EU reporting: Methods, results and recommendations for future study. Unpublished report to natur&ëmwelt a.s.b.l., Kockelscheuer.
- Kajtoch L., M. Zmihorski & Z. Bonczar (2012): Hazel Grouse occurrence in fragmented forests: habitat quantity and configuration is more important than quality. Eur. Jour. Forest Res. 131:1783–1795.
- Kämpfer-Lauenstein A. (1995): Raumnutzung und Ansiedlungsverhalten von Haselhühnern (*Bonasa bonasia*) im Nationalpark Bayerischer Wald. Naturschutzreport 10:261-267.
- Klaus S. & H.-H. Bergmann (2004): Situation der waldbewohnenden Rauhfußhuhnarten Haselhuhn *Bonasa bonasia* und Auerhuhn *Tetrao urogallus* in Deutschland – Ökologie, Verbreitung, Gefährdung und Schutz. Die Vogelwelt 125:283-295.
- Klaus S. & T. Ludwig (2015): Ökologie, Verhalten und Schutz des Haselhuhns *Tetrastes bonasia* im Böhmerwald (Šumava, Tschechien). Schriftenreihe des Landesjagdverbandes Bayern e. V. 22:45-54. https://www.jagd-bayern.de/fileadmin/_BJV/Akademie/Raufusshuehner/Klaus_und_Ludwig.pdf .
- Klaus S. (1995): Hazel Grouse in the Bohemian Forest: Results of a 20-year study *in* Jenkins D. (ed.): Proc. Int. Symp. Grouse 6:27-33. World Pheasant Association, Reading UK. and Istituto Nationale per la Faune Selvatica, Ozzano dell’Emilia, Italy.
- Kortmann M., M. Heurich, H. Latifi, S. Rösner, R. Seidl, J. Müller & S. Thorn (2018): Forest structure following natural disturbances and early succession provides habitat for two avian flagship species, capercaillie (*Tetrao urogallus*) and hazel grouse (*Tetrastes bonasia*). Biological Conservation 226:81-91.
- Ledant J.-P. & P. Devillers (1991): La Gélinotte des bois en Ardenne et dans les régions voisines. Habitats, distribution et perspectives de conservation. Institut royal des Sciences naturelles de Belgique, Bruxelles (Document de Travail).
- Ledant J.-P. (1990): La situation de la Gélinotte des bois (*Bonasa bonasia*) en Ardenne et dans les regions voisines [sic]. Aves 27:159-172.
- Lieser M. (1986): Untersuchungen zur Verbreitung und Ökologie des Haselhuhns (*Bonasa bonasia*) an der Mosel. DBV-Mitteilungen Rheinland-Pfalz 1986/1:1–91.
- Lieser M. (1990): Zur Situation des Haselhuhns in der Eifel. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 161:154–158.
- Lieser M. (1994): Untersuchungen der Lebensraumansprüche des Haselhuhns (*Bonasia bonasia* L. 1758) im Schwarzwald im Hinblick auf Maßnahmen zur Arterhaltung. Ökologie der Vögel 16:1-117.
- Lieser M. (2003): Probleme des Artenschutzes im Wirtschaftswald am Beispiel der Rauhfußhühner im Schwarzwald. Natur und Landschaft 78:10-17.
- Lieser M. (2015): Wo gibt es noch Haselhühner in Deutschland? Vogelwarte 53:155-156.

- Lieser M. (2018): Warum das Haselhuhn *Tetrastes bonasia* in Mitteleuropa keine Überlebenschance hat. Ornithol. Beob. 115:255-259.
- Lieser M., G. Müller, R. Suchant & H. Vinnai (1993): Dem Haselhuhn helfen. Merkblatt Wildforschung Nr. 1, Wildforschungsstelle Aulendorf.
- Lieser M. & Roth, K. (2001): Haselhuhn *in* J. Hölzinger (ed.): Die Vögel Baden-Württembergs (Avifauna Baden- Württemberg), Bd. 2. Nichtsingvögel. Ulmer, Stuttgart.
- Ludwig T. & S. Klaus (2016): Habitat selection in the post-breeding period by Hazel Grouse *Tetrastes bonasia* in the Bohemian Forest. Journal of Ornithology 158:101-112.
- Mathys L., N. E. Zimmermann, N. Zbinden & W. Suter (2006): Identifying habitat suitability for hazel grouse *Bonasa bonasia* at the landscape scale. Wildlife Biology 12:357-366.
- Matysek M., R. Gwiazda& Z. Bonczar (2018): Seasonal changes of the Hazel Grouse *Tetrastes bonasia* habitat requirements in managed mountain forests (Western Carpathians). Journal of Ornithology 159:115–127. https://doi.org/10.1007/s10336-017-1484-1
- Moes M. (1991): Untersuchung zur Verbreitung des Haselhuhns (*Bonasa bonasia*) im Raum Wiltz-Derenbach-Grumelscheid-Winseler-Nothum als Beitrag zu einem Artenschutzprogramm Haselhuhn. Unpublished report to the Administration des Eaux et Forêts, Luxembourg.
- Montadert, M. (2005). Fonctionnement démographique et sélection de l'habitat d'une population en phase d'expansion géographique. Cas de la Gélinotte des bois dans les Alpes du Sud, France. PhD thesis, Université de Franche-Comté, Besançon.
- Montadert M. & P. Léonard (2003): Survival in an expanding hazel grouse *Bonasa bonasia* population in the southeastern French Alps. Wildlife Biol. 9:387-394.
- Montadert M. & P. Léonard (2006): Post-juvenile dispersal of Hazel Grouse *Bonasa bonasia* in an expanding population of the southeastern French Alps. Ibis 148:1-13.
- Montadert M. & P. Léonard (2007): La gélinotte des bois dans les Alpes de Haute-Provence. Histoire d'une reconquête. Office national de la chasse et de la faune sauvage, Centre national d'études et de recherches appliquées sur la faune de montagne, Gap.
- Montadert M. & P. Léonard (2011a): Biologie de la reproduction de la Gélinotte de bois *Bonasa bonasia* dans les Alpes-de-haute-Provence (France). Alauda 79:1-16 & 89-98.
- Montadert M. & P. Léonard (2011b): Natal dispersal affects population dynamics of Hazel Grouse in heterogeneous landscapes *in* Sandercock B. K., K. Martin & G. Segelbacher (eds): Ecology, conservation, and management of grouse. Studies in Avian Biology 39.
- Montadert M. & S. Klaus (2011): Hazel grouse in open landscapes. Grouse News 41:13-22.
- Montadert M. & S. Klaus (in press): Threatened Hazel grouse populations in Western Europe – what drives negative population trends? Pollichia (Sonderband).
- Mulhauser, B. (2003): Survival of the hazel grouse *Bonasa bonasia rupestris* [sic] in the Jura mountains: between board and lodging. Bulletin de la Société Neuchâteloise des Sciences Naturelles 126:55-70.
- Mulhauser B. & J.-L. Zimmermann (2008): Suivi à long terme d'une population de Gélinotte des bois *Bonasa bonasia* à l'aide de la bioacoustique. Actes du 32e Colloque Francophone d'Ornithologie. http://www.sorbus-oiseaux.ch/pdf/ActesCFO2008_%20J-L.ZIMMERMANN.pdf .
- Mulhauser B. & J.-L. Zimmermann (2014): Contribution de la bioacoustique au monitoring à long terme d'une population de Gélinottes des bois *Tetrastes bonasia*. Aves 51:65-86.
- Müller D., B. Schröder& J. Müller (2009): Modelling habitat selection of the cryptic Hazel Grouse *Bonasa bonasia* in a montane forest. Journal of Ornithology 150:717-732.
- Müller F. (1978): Rauhfußhühner als Biotop-Indikatoren. Jagd und Hege 6:57-68.
- Nowak C., B. Cocchiararo, V. Harms& S. Thorn (2012): Genetische Abgrenzung des letzten sicheren hessischen Haselhuhnbestandes (*Bonasa bonasia rhenana*) in den Haubergen. Staatliche Vogelschutzwarte, Frankfurt.
- Paquet J.-Y. (in press): Current status of Hazel Grouse in Belgium – already a ghost or still a gem to be saved? Pollichia (Sonderheft).
- Pfeffer J.-J. (2017): La sous-espèce rhenana de la Gélinotte des bois *Bonasa bonasia*: un taxon en voie de disparition. Aves 54:67-80.
- Pfeffer J.-J. (in press): The Hazel Grouse in the Vosges. Pollichia (Sonderheft).
- Potapov R. & R. Sale (2013): Grouse of the World. New Holland Publishers, London.

- Pynnönen A. (1954): Beiträge zur Kenntnis der Lebensweise des Haselhuhns, *Tetrastes bonasia* (L.). Pap. on Game Res. 12:1- 90.
- Rechsteiner C. (2016): Habitat modelling for Hazel Grouse – developing a management tool for the Parc regional Chasseral. Master thesis, University of Vienna.
- Sachot S., N. Perrin & C. Neet (2003): Winter habitat selection by two sympatric forest grouse in western Switzerland: implications for conservation. Biological Conservation 112:373-382.
- Schäublin S. & K. Bollmann (2011): Winter habitat selection and conservation of Hazel Grouse (*Bonasa bonasia*) in mountain forests. Journal of Ornithology 152:179-192.
- Scherzinger W. (2007): Vorstudie zur Stützung von Haselhuhn-Lebensräumen im Bayerischen Wald. Bericht erstellt im Auftrag der Regierung von Niederbayern, ?Landshut.
- Schmidt R. & J.-C. Heidt (1997): Das Haselhuhn *Bonasa bonasia* im Ösling. Regulus WB 16:1-12.
- Schreiber A. (in press): Die Unterart *rhenana* des Haselhuhns: Taxonomie und Schutzbedarf. Charadrius (Sonderheft).
- Schreiber A., F. Wieland& W. Weitz (2015): Westliches Haselhuhn, *Bonasa bonasia rhenana* – eine dringliche Verantwortungsart für Rheinland-Pfalz. Pollichia-Kurier 31:37-43.
- Sitzia T., M. Dainese, T. Clementi & S. Mattedi (2013): Capturing cross-scalar variation of habitat selection with grid sampling: an example with hazel grouse (*Tetrastes bonasia* L.). Eur. Journ. Wildl. Res. 60:177-186.
- Smith B. W., A. N. Tri, C. A. Dobony, J. W. Edwards, & P. B. Wood, (2015): Behaviour and nesting ecology of Appalachian Ruffed Grouse (*Bonasa umbellus*). Canadian Field-Naturalist 129:245–253.
- Swenson J. E. (1991a): Social Organisation of hazel grouse and ecological factors influencing it. Diss. University of Adalberta, Dept. of Zoology, Edmonton.
- Swenson J. E. (1991b): Is the hazel grouse a poor disperser? Trans. IUGB-Congr. 20, Gödöllö: 347-352.
- Swenson J. E. (1993a): The importance of alder to hazel grouse in Fennoscandian boreal forest: evidence from four level of scale. Ecography 16:37-46.
- Swenson J. E. (1993b): Hazel grouse (*Bonasa bonasia*) pairs during the nonbreeding season: mutual benefits of a cooperative alliance. Behavioral Ecology 4:14-21.
- Swenson J. E. (1995a): The ecology of Hazel Grouse and management of its habitat. Naturschutzreport 10:227-238.
- Swenson J. E. (1995b). Habitat requirement of hazel grouse. Proceedings of the World Pheasant Association's International Grouse Symposium, Reading.
- Swenson J. E. & P. Angelstam (1993): Habitat separation by sympatric forest grouse in Fennoscandia in relation to boreal forest succession. Can. J. Zool. 71:1303-1310.
- Swenson J. E., L. Saari & Z. Bonczar (1994): Effects of weather on Hazel Grouse reproduction: an allometric perspective. Journal of Avian Biology 25:8-14.
- Wiesner J., H.-H. Bergmann, S. Klaus & F. Müller (1977): Siedlungsdichte und Habitatstruktur des Haselhuhns (*Bonasa bonasia*) im Waldgebiet von Bialowieza (Polen). Journ. Ornith. 118:1-20.
- Zbinden N. (1979): Zur Ökologie des Haselhuhns *Bonasa bonasia* in den Buchenwäldern des Chasseral, Faltenjura. Orn. Beob. 76:169-214.

Figure 1: Aspect of a year-round Hazel Grouse territory (here “Alpine Hazel Grouse” *T. b. styriaca*): Uneven, multi-layered, horizontally and vertically strongly structured forest stand with tight interconnection between food and cover in summer (small-scale mosaic of variably tall, dense and translucent tree and shrub species; rich ground vegetation with European Blueberry *Vaccinium myrtillus* and herbs providing food and cover while still being penetrable for Hazel Grouse; conifers with vital low branches; small, sunny forest gaps) as well as in winter (direct contact between winter food trees, here mainly Rowan *Sorbus aucuparia*, and live conifer branches that provide cover). French Jura, July 2018.

Figure 2: Hazel Grouse (here “Alpine Hazel Grouse” *T. b. styriaca*) is extremely reliant and focussed on cover, even on the very small-scale microhabitat level. The mossy tree stump on the left in the circle, surrounded by few spruce and fir saplings that provide a little extra cover, was used regularly for resting in the course of a winter, while the tree stump next to it on the right, lacking such saplings, was never used, as indicated by the presence or absence of droppings and feathers, respectively. Swiss Jura, April 2018.

Figure 3: Strong thinning of young forest stands with removal of soft woods and low vital conifer branches immediately leads to horizontally and vertically transparent stands with no winter food. This common practice in Luxembourgish forests destroys potential Western Hazel Grouse habitats from one day to the other and renders the forest stand almost irrecoverably unsuitable for Hazel Grouse, also at older stages.

Figure 4: Systematic removal of soft woods and low live conifer branches immediately totally devalues Hazel Grouse winter habitat and renders the forest stand almost irrecoverably unsuitable for the species.

Figure 5: Large-scale clear-cuttings made with harvesters completely alter forest habitats from one day to the other and cause local forest fragmentation. Both is detrimental to Hazel Grouse.

Erfassung der Neuntöter-Bestände *Lanius collurio* in ausgewählten Gebieten Luxemburgs im Jahr 2017 und Vergleich mit den Erhebungen aus 2005 und 2011

Cindy Anders, e-mail: c.anders@naturemwelt.lu

Zusammenfassung: Die Bestandsaufnahmen des Neuntöters *Lanius collurio* in ausgewählten Gebieten in Luxemburg in den Jahren 2005, 2011 und 2017 ergaben insgesamt einen starken Rückgang der Brutpopulation, ohne dass seine geografische Verbreitung sich geändert hatte. Während die Mitte des 20. Jahrhunderts von Morbach oder Hulten und Wassenich festgestellten Bestandsschwankungen eher als zyklisch galten und keine ursächlichen Erklärungen fanden, muss befürchtet werden, dass der jetzige Rückgang auf Habitatverschlechterungen beruht. Um den Fortbestand der Neuntöterbrutpopulation in Luxemburg zu garantieren, gilt es zeitnah zielgerichtete Schutzmaßnahmen einzuleiten.

Abstract: Census of the breeding population of the Red-backed Shrike *Lanius collurio* in selected regions of Luxembourg in 2017 and comparison to the results of 2005 and 2011
The counts of breeding territories of the Red-backed Shrike *Lanius collurio* in selected regions of Luxembourg during the years 2005, 2011 and 2017 resulted in a strong reduction in numbers without affecting the geographical distribution. In the middle of the 20th century Morbach or Hulten and Wassenich already registered important population fluctuation that they considered as cyclic and for which they had no explanations. This time, however, it seems that the decrease is triggered by reductions in habitat quality. To guarantee the survival of the species in Luxembourg, quick and target-oriented protection measures must be taken.

Résumé: Recensements de la Pie-grièche écorcheur *Lanius collurio* dans quelques biotopes du Luxembourg en 2017 et comparaison avec les résultats de 2005 et 2011
Les recensements de la Pie-grièche écorcheur *Lanius collurio* en 2005, 2011 et 2017 documentent une régression importante de la population nicheuse, sans que cela ait eu une incidence sur la répartition de l?espèce. Les variations dans le nombre de nicheurs, déjà connues au milieu du 20e siècle, citées par Morbach ou Hulten et Wassenich, étaient alors attribuées à un phénomène cyclique, sans causalité visible. La régression actuelle semblerait cependant due à une dégradation de l'habitat. Un retournement de cette évolution nécessiterait donc des mesures de protection adéquates dans un avenir proche.

Die regelmäßige Überwachung der Bestände des Neuntöters *Lanius collurio* (Abb. 1) wird seit dem Jahr 2005 von der Centrale ornithologique in Luxemburg im 6-Jahres-Rhythmus nach einer standardisierten Methode durchgeführt. Hintergrund hierfür ist die sechsjährige Berichterstattungspflicht an die EU im Rahmen der Vogelschutzrichtlinie (2009/147/EG). Im Jahr 2011 fand folglich die zweite und 2017 die dritte Erfassung der Brutpaare in ausgewählten Gebieten statt. Die Erfassungsmethode wird über die Jahre beibehalten, um eine dauerhafte Vergleichbarkeit der Daten zu erhalten.

Abb. 1: Männchen des Neuntöters (Foto: M. Junio).

Der Neuntöter war noch anfangs dieses Jahrhunderts im ganzen Land verbreitet. Die Qualität seiner Habitate nimmt aber seit einigen Jahren stetig ab (Kiefer 2012). Aufgrund seiner speziellen Lebensraumansprüche und deren Gefährdung ist es daher sinnvoll, ein angepasstes Monitoring-Programm für diese Art durchzuführen. Neuntöterbestände können allerdings starken kurzfristigen Schwankungen unterliegen (Jakober & Stauber 1987), so dass wiederholte Bestandsaufnahmen nötig sind, um einen langfristigen Trend zu erkennen.

Global betrachtet ist der Bestand des Neuntöters in Europa rückläufig (BirdLife 2017). Früher war die Art im Großherzogtum landesweit verbreitet, wenn auch nicht häufig (Melchior et al. 1987). Die Erfahrungen der letzten Kartierungen haben jedoch gezeigt, dass es zunehmend schwerer wird, Brutpaare aufzuspüren. Auch in Luxemburg deutete sich daher ein Rückgang der nationalen Population an; sowohl kurzfristig als auch langfristig wird auf Grund der Veränderungen in der Landschaft ein negativer Trend erwartet.

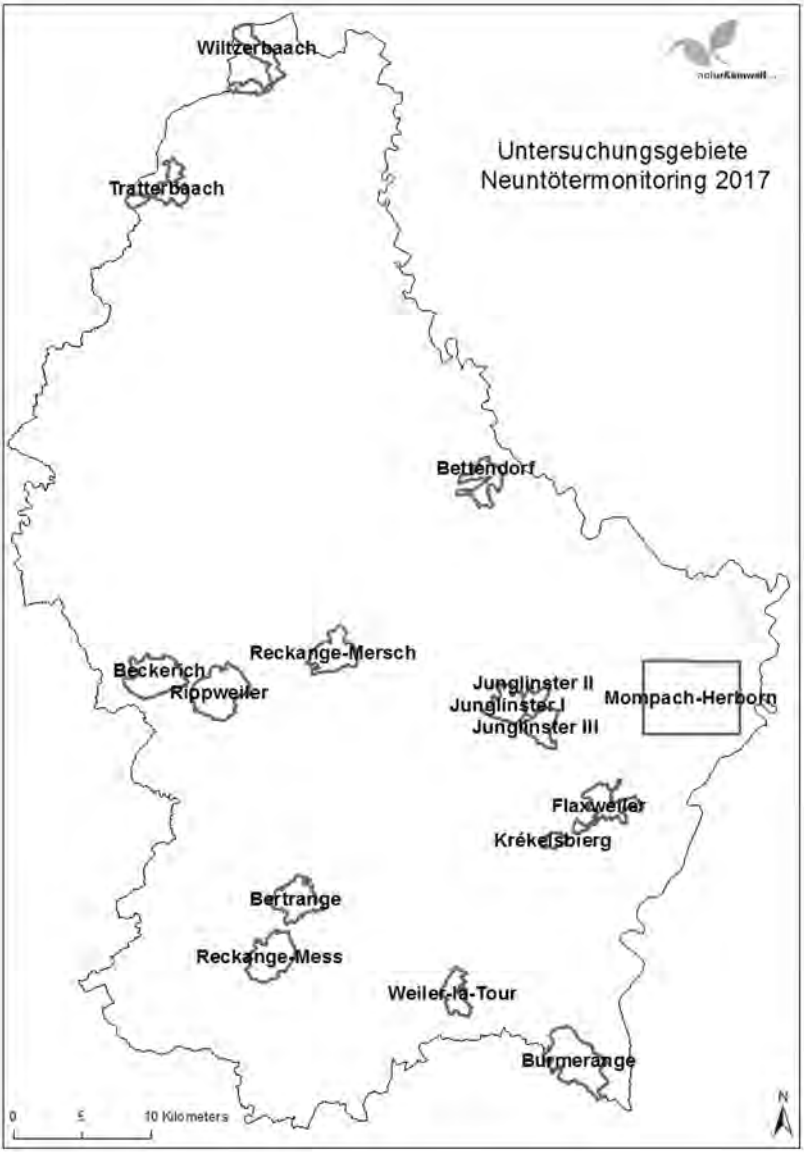


Abbildung 2: Untersuchungsgebiete im Rahmen des Neuntöter-Monitorings.

Methodik und Untersuchungsgebiet

Erfassungsmethode

Prinzipiell wird die Erfassungsmethode über die Jahre konstant gehalten, wodurch eine Vergleichbarkeit der Daten erreicht werden soll. Die Kriterien sowie die Auswahl der Kartierungszeiträume orientieren sich an den entsprechenden Vorgaben in Südbeck et al. 2005. Alle Untersuchungsgebiete sollen flächendeckend kartiert werden. Dabei werden einzelne Altvögel bzw. Paare sowie alle revieranzeigenden Merkmale wie Nestbau, warnende oder fütternde Altvögel erfasst. Ein Brutnachweis ist dabei nicht unbedingt erforderlich. Eine wahrscheinliche Brut, also ein Brutverdacht, wird angenommen bei:

- einmaliger Feststellung eines nestbauenden oder warnenden Paares,
- zweimaliger Feststellung eines Paares,
- einmaliger Feststellung eines Paares und eines Altvogels,
- zweimaliger Feststellung eines (singenden) Männchens während der ersten beiden Begehungen.

Alle Beobachtungen werden punktgenau auf Karten übertragen (pro Exkursion eine Karte). Die ideale Begehungszeit beginnt ab ca. 2 Stunden nach Sonnenaufgang. Um Durchzügler auszuschließen, werden die Kontrollen erst ab dem 20. Mai durchgeführt. Insgesamt wird jedes Gebiet drei Mal begangen, wobei sich die Termine auf folgende Zeiträume verteilen sollten: 20.Mai - 10.Juni / 11.Juni - 31.Juni / 1.Juli - 15.Juli. Diese Vorgabe soll eine gleichmäßige und zwischen den Untersuchungsgebieten vergleichbare Bearbeitung gewährleisten.

Neuntöter verstecken sich oft, wenn Menschen in ihre Nähe kommen; Hecken, Büsche und andere Sitzwarten sollen deshalb schon vor der Annäherung mit dem Fernglas abgesucht werden. Beim Verlassen eines Gebiets bringt ein “Blick zurück” oft noch zusätzliche Ergebnisse.

Untersuchungsgebiet

Eine optimale Erfassung des Neuntöters bestünde in einer landesweite Kartierung aller geeigneten Lebensräume. Die begrenzte Anzahl an Kartierern schränkt die Bearbeitungsmöglichkeiten jedoch stark ein. Die Untersuchung konzentrierte sich deshalb auf Flächen, die bereits im Vorfeld im Rahmen anderer Untersuchungen kartiert wurden bzw. auf solche, die besonders gut als Lebensraum für den Neuntöter geeignet sind (Abbildung 2).

Ergebnisse

Im Folgenden werden die Ergebnisse der einzelnen Jahre beschrieben. Anschließend werden die Jahre miteinander verglichen. Um eine Vergleichbarkeit der Gebiete zu erreichen, wurde jeweils die Dichte pro 10 ha berechnet (Bauer et al. 2012). Da nicht alle Gebiete in jedem Erfassungsjahr kartiert wurden, sind direkte Vergleiche nicht in jedem Fall möglich.

Erfassung 2005

Die erste Kartierung im Rahmen des Neuntöter-Monitorings fand im Jahr 2005 statt. Es wurden insgesamt neun Gebiete untersucht, wobei Dichten von 0,033 (Reckange-Mess) bis 0,897 (Krékelsbierg) Brutpaaren (BP) pro 10 ha festgestellt wurden. Damit war 2005 das Gebiet Krékelsbierg mit einer Fläche von 1,56 km^2 und 14 BP das am dichtesten besiedelte, während Reckange-Mess (9,18 km^2 und 3 BP) die niedrigste Dichte aufwies. Insgesamt wurden 151 Reviere festgestellt, im Schnitt ergab dies 0,167 BP/10ha (Tabelle 1).

Tabelle 1: Ergebnisse der Erfassung 2005.

Gebiet	Reviere	Fläche (km^2)	Dichte (pro 10 ha)
Krékelsbierg	14	1,56	0,897
Flaxweiler	24	6,69	0,359
Junglinster I	17	5,36	0,317
Junglinster III	18	4,52	0,398
Reckange/Mess	3	9,18	0,033
Mompach-Herborn	52	37,44	0,140
Reckange(Mersch)	5	7,31	0,068
Burmerange	15	13,2	0,114
Junglinster IV	3	5	0,061
TOTAL	151	90,26	0,167

Erfassung 2011

Im Jahr 2011 wurden 15 Flächen systematisch untersucht. Die höchste Dichte an Revieren wurde erneut im Gebiet Krékelsbierg festgestellt (0,385 BP/10 ha), während in Reckange(Mersch) die geringste Dichte (0,096 BP/10 ha) auftrat. Im vergrößerten Untersuchungsgebiet wurden insgesamt 203 Neuntöterreviere bestätigt, was einer mittleren Dichte von 0,158 BP/10 ha entsprach (Tabelle 2).

Tabelle 2: Ergebnisse der Erfassung 2011.

Gebiet	Reviere	Fläche (km^2)	Dichte (pro 10 ha)
Krékelsbierg	6	1,56	0,385
Bettendorf	19	5,61	0,339
Flaxweiler	17	6,69	0,254
Junglinster I	13	5,36	0,243
Weiler-la-Tour	12	5,09	0,236
Junglinster III	10	4,52	0,221
Junglinster II	5	2,63	0,190
Trëtterbaach	12	7,03	0,171
Wiltzerbaach	14	8,24	0,170
Reckange/Mess	15	9,18	0,163
Mompach-Herborn	43	37,44	0,115
Beckerich	11	9,69	0,114
Bertrange	8	7,45	0,107
Rippweiler-Calmus	11	10,68	0,103
Reckange(Mersch)	7	7,31	0,096
TOTAL	203	128,48	0,158

Erfassung 2017

Mit insgesamt 16 Untersuchungsflächen, wurden im Jahr 2017 die bisher meisten Gebiete untersucht. Als Gebiet mit der höchsten BP-Dichte stellte sich Junglinster II mit 9 Revieren auf einer Fläche von 2,63 km^2 heraus; das Gebiet mit der geringsten Dichte war 2017 Burmerange mit 3 BP auf 13,26 km^2. Auf der Gesamtfläche von 141,74 km^2 wurden insgesamt 121 Reviere nachgewiesen, was eine Dichte von 0,085 BP/10 ha ergab (Tabelle 3).

Tabelle 3: Ergebnisse der Erfassung 2017.

Gebiet	Reviere	Fläche (km^2)	Dichte (pro 10 ha)
Krékelsbierg	3	1,56	0,192
Bettendorf	9	5,61	0,160
Flaxweiler	11	6,69	0,164
Junglinster I	3	5,36	0,056
Weiler-la-Tour	7	5,09	0,138
Junglinster III	5	4,52	0,111
Junglinster II	9	2,63	0,342
Trëtterbaach	5	7,03	0,071
Wiltzerbaach	9	8,24	0,109
Reckange/Mess	5	9,18	0,054
Mompach-Herborn	20	37,44	0,050
Beckerich	9	9,69	0,093
Bertrange	8	7,45	0,11
Rippweiler-Calmus	10	10,68	0,09
Reckange(Mersch)	5	7,31	0,07
Burmerange	3	13,26	0,02
TOTAL	121	141,74	0,085

Vergleich der einzelnen Erhebungen

In der ersten Erfassung 2005 wurden lediglich 9 Gebiete untersucht, während später 15 bzw. 16 Flächen begangen wurden. Grund dafür, ist die schwankende Anzahl an freiwilligen Mitarbeitern, von denen die nationalen Monitoringprogramme meist abhängig sind. Ein Vergleich mit dem Jahr 2005 ist damit nur für einige Gebiete möglich.

Die Kartierung der Neuntöter-Vorkommen im Jahre 2005 erbrachte insgesamt 151 Reviere. Im darauffolgenden Zyklus im Jahre 2011 konnten 203 Neuntöter Brutpaare aufgenommen werden; 2017 wurden 121 Reviere in den Untersuchungsgebieten festgestellt (Tabelle 4). Mit zwei Ausnahmen erlitten alle Gebiete 2017 im Vergleich zu 2011zum Teil große Rückgänge der festgestellten Reviere. Nur Junglinster II konnte einen Zuwachs aufweisen, während die Anzahl der Brutpaare in Bertrange unverändert war.

Tabelle 4: Vergleich der Untersuchungsjahre pro Untersuchungsgebiet; Verglichen wurde das Jahr 2017 mit 2011.

Gebiet	2005	2011	2017	% Verlust 2011/17
Krékelsbierg	14	6	3	50.0
Bettendorf		19	9	52.6
Flaxweiler	24	17	11	35.3
Junglinster I	17	13	3	76.9
Weiler-la-Tour		12	7	41.7
Junglinster III	18	10	5	50.0
Junglinster II		5	9	-80.0*
Trëtterbaach		12	5	58.3
Wiltzerbaach		14	9	35.7
Reckange/Mess	3	15	5	66.7
Mompach-Herborn	52	43	20	53.5
Beckerich		11	9	18.2
Bertrange		8	8	0.0
Rippweiler-Calmus		11	10	9.1
Reckange(Mersch)	5	7	5	28.6
Burmerange	15		3	
Junglinster IV	3			
Summe	151	203	121	

* entspricht der Gewinn-Prozentzahl

Inwiefern die negative Entwicklung in den davon betroffenen Gebieten schon ab 2005 einsetzte kann nur für einige Gebiete untersucht werden. In Tabelle 5 werden für diese die Ergebnisse der Jahre 2005 mit den Zahlen aus 2011 verglichen. Die prozentualen Verluste reichen von 17,3 bis 57,1. In Reckange/Mess und Reckange(Mersch) wurde ein Anstieg von 40 und 400 % festgestellt.

Tabelle 5: Vergleich der Untersuchungsjahre 2005 und 2011.

Gebiet	2005	2011	% Verlust
Krékelsbierg	14	6	57.1
Flaxweiler	24	17	29.2
Junglinster I	17	13	23.5
Junglinster III	18	10	44.4
Reckange/Mess	3	15	-400.0*
Mompach-Herborn	52	43	17.3
Reckange(Mersch)	5	7	-40.0*
Summe	133	111	16,5

* entspricht der Gewinn-Prozentzahl

Im Vergleich der Erfassungsjahre 2005 und 2011 ergibt sich insgesamt ein Verlust von 22 Revieren. In 5 Gebieten erfolgte ein zum Teil deutlicher Rückgang, nur in Reckange/Mess und Reckange(Mersch) ergaben sich Zuwächse, die aber, wie Tabelle 4 zeigt, schon 2017 praktisch keinen Bestand mehr hatten. Somit muss man mit dem Einsetzen eines negativen Trends schon spätestens ab dem Jahr der ersten Erhebung 2005 ausgehen. Dies untermauert auch der direkte Vergleich der Revierzahlen 2005 und 2017 in den Gebieten, die in beiden Jahren bearbeitet wurden (Tabelle 6). Sieht man von einem unbedeutenden Gewinn in Reckange/Mess und dem status quo in Reckange(Mersch) ab, so ergaben sich in 6 von 8 Gebieten Einbußen, die einen Rückgang von 148 Revieren in 2005 auf nur noch 55 Reviere in 2017 (-63%) für diese Gebiete bedeuteten.

Tabelle 6: Vergleich der Untersuchungsjahre 2005 und 2017.

Gebiet	2005	2017	% Verlust
Krékelsbierg	14	3	78.6
Flaxweiler	24	11	54.2
Junglinster I	17	3	82.4
Junglinster III	18	5	72.2
Reckange/Mess	3	5	-66.7*
Mompach-Herborn	52	20	61.5
Reckange(Mersch)	5	5	0.0
Burmerange	15	3	80.0
Summe	148	55	62,8

* entspricht der Gewinn-Prozentzahl

Auch bei der Betrachtung der Zahlen einzelner Gebiete, können zum Teil starke Einbrüche abgelesen werden. In Mompach-Herborn konnten 2005 noch 52 Brutpaare festgestellt werden; im Jahr 2017 waren es nur noch 20 Reviere. Damit waren dort 32 Brutpaare weniger präsent, was einem prozentualen Rückgang von 61,5 % entspricht.

Der visuelle Vergleich der einzelnen Gebiete, lässt ebenfalls eine Abnahme der Brutpaare erkennen (Abbildung 3). Die Karten zeigen jedoch auch, dass die Art in allen Flächen trotz der Rückgänge auch 2017 wieder nachgewiesen werden konnte. Das heißt, die Verbreitung des Neuntöters in Luxemburg ist innerhalb der Untersuchungsgebiete unverändert gegeben, seine Häufigkeit als Brutpaarvorkommen hat jedoch stark abgenommen.

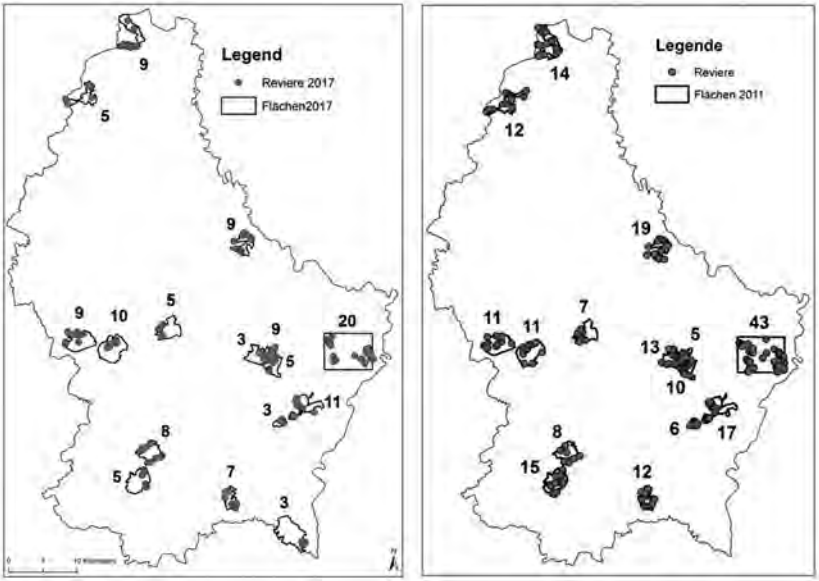


Abbildung 3: Vergleich der Untersuchungsjahre 2011 und 2017.

Diskussion

De la Fontaine (1865) sah den Neuntöter am Anfang der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts als "commune sur la lisière des bois" an, während Ferrant (1926) in seiner Vogelfauna Luxemburgs die Art als „commune chez nous" bezeichnete. Für Morbach (1940) war der Neuntöter in ganz Luxemburg beheimatet. Er bevorzuge in der Hauptsache die Weißdornhecken zum Nisten, und seine Zahl variiere von Jahr zu Jahr, ohne dass die Ursache bekannt wäre, so Morbach weiter. Nach Hulten und Wassenich (1960/61) sowie Wassenich (1971) war er in Luxemburg ein "überall verbreiteter Sommervogel ... in einem Brutbestand von 6-11.000 Paaren", der enormen Bestandsschwankungen unterlag. Diese Schätzung des Brutbestands wurde allerdings angezweifelt, nicht nur national. So fanden Lippens und Wille (1972), die den Bestand für Belgien auf nur 1.000 Paare schätzten, den für Luxemburg veröffentlichten Bestand wenig glaubwürdig. Auch Glutz von Blotzheim (1993) meinte dazu: "Trotz der strukturellen Gunst des Landes (Hügelland, kleinflächige Parzellierung von Wald- und Agrarland) war eine frühe Schätzung von 6000-11000 BP (Hulten & Wassenich 1960/611) für die 2586,36 km² Landesfläche bestimmt zu optimistisch."

Mit einem Rückgang von ca. 42% im Vergleich zu 2011 wurde 2017 ein deutlicher Bestandseinbruch beim Neuntöter festgestellt, der auf einen wahrscheinlich leichteren Rückgang zwischen 2005 und 2011 folgte. Zum Beispiel meldete O. Aizpurua im Rahmen einer Neuntöter-Studie (Aizpurua et al. 2015) in den Gebieten Junglinster I, III und IV 2009 noch insgesamt 37 Reviere. Damit gab es kaum einen Unterschied im Vergleich zu den 38 Revieren, die bei der Erfassung dieser Gebiete von 2005 registriert wurden.

Den Angaben von Hulten und Wassenich (1960/61) nach, muss ein solcher Rückgang aber nicht zwingend alarmierend sein: Größere Bestandsschwankungen sahen diese Autoren für die Art als normal an, ohne Ursachen dafür zu benennen. Doch die Zeiten könnten sich geändert haben.

Ein natürlicher Einfluss auf das Ergebnis einer avifaunistischen Kartierung ergibt sich jeweils durch die vorherrschenden klimatischen Bedingungen. So wurde sowohl im Frühjahr 2011 als auch 2017 eine besondere Wetterlage Festgestellt: Beide Jahre starteten mit einer außergewöhnlich langen Trockenperiode, die eine sehr späte Ankunft des Neuntöters zur Folge hatte. Die Anzahl der gefundenen Revierpaare während des ersten Erfassungstermins könnte allein dadurch niedrig gewesen sein, der Umstand dürfte aber keinen größeren Einfluss auf das Gesamtergebnis gehabt haben.

Kiefer (2012) stellte für sein Untersuchungsgebiet (Mompach-Herborn) bereits nach der zweiten Erfassung 2011 einen unbedeutenden Rückgang der Gesamt-Brutpaare des Neuntöters fest, er hielt jedoch einen Einfluss der Witterung sowie eine natürliche Populationsschwankung für mögliche Ursachen. Allerdings fand er gleichzeitig heraus, dass die Anzahl der optimalen Reviere um 28% innerhalb von sechs Jahren gesunken war. Er schlussfolgerte, dass die Population nur stabil bleibt, wenn die Habitatqualität nicht weiter abnimmt.

Die wichtigsten Faktoren, die diese und weitere Arten desselben Habitattyps gefährden, sind der Schwund an Hecken, die Zerschneidung des Lebensraums und der Entzug der Nahrungsgrundlage (BirdLife 2017). Äußerst negativ in dieser Hinsicht wirken sich die Intensivierung der Grünlandbewirtschaftung, respektive der Umbruch von Grünland zu Ackerland aus (Kiefer 2012), wie er auch in Luxemburg stattfindet. Neben dem bloßen Strukturverlust, ist auch der Niedergang der Großinsekten ein entscheidender Faktor (Hallmann et al. 2017). Besonders der Einsatz von Bioziden in der Landwirtschaft führt zu einem Insektensterben mit einem erheblichen Einfluss auf die meisten Offenlandbewohner, da deren Nahrungsgrundlagen dramatisch schwinden. Der Rückgang des potenziellen Lebensraums des Neuntöters und seiner Nahrungsquellen ist damit als Hauptursache für den negativen Trend des Bestands anzunehmen.

Zielgerichtete Schutzmaßnahmen, welche das Habitat des Neuntöters aufwerten und neuen Lebensraum inklusive Nahrungsgrundlage schaffen, müssen zeitnah durchgeführt werden. Wird dem Lebensraum- und Nahrungsschwund nicht zeitnah entgegengewirkt, wird der Neuntöter künftig nicht mehr als Brutvogel in Luxemburg anzutreffen sein - eine Aussicht, die er mit den meisten Bewohnern des strukturierten Offenlandes teilt.

Da die Qualität des Neuntöter-Habitats anhaltend abnimmt und Gegenmaßnahmen nur äußerst zögerlich (wenn überhaupt) eingeleitet werden, muss mit einer weiteren Abnahme des Bestands in Luxemburg gerechnet werden. Langfristig kann sich die Art unter diesen Umständen in Luxemburg nicht halten. Da es sich beim Neuntöter um eine Art handelt, die schnell auf Veränderungen reagiert, werden Aufwertungsmaßnahmen als besonders erfolgsversprechend angesehen (BirdLife Schweiz 2017). Maßnahmen die zur Förderung dieses Würgers angewendet werden, sind zudem nahezu allen Grünland-Bewohnern dienlich. Weitere Vogelarten wie beispielsweise der Wiesenpieper *Anthus pratensis*, die Goldammer *Emberiza citrinella*, der Bluthänfling *Carduelis cannabina* und das Braunkehlchen *Saxicola rubetra* profitieren gleichzeitig. Durch die Insektenförderung wird die Biodiversität insgesamt erhöht und es werden daneben andere Tiergruppen wie etwa Feldmäuse *Microtus arvalis*, Fledermäuse Microchiroptera und Reptilien Reptilia unterstützt.

Danksagung
Die Feldornithologische Arbeitsgruppe von natur&ëmwelt bedankt sich hiermit beim *Musée National d'Histoire Naturelle* für die Unterstützung, ohne die dieses Monitoring nicht möglich gewesen wäre.
Großer Dank gilt ebenfalls den freiwilligen Mitarbeitern, ohne die die Datenerhebung in der Brutsaison von 2017 sowie der vorliegende Bericht nicht zustande gekommen wären: Cindy

Anders, Mikis Bastian, Georges Bechet, Mariette Braconnier, Liliane Burton, Eugène Conrad, Charlie Conrady, Guy Conrady, Roland Felten, Raymond Gloden Jean-Marie Haas, Marie-Claude Hatz, Claude Heidt, Stefan Heyne Nelly Jacoby, Pierre Jungers, Marie Kayser, Josef Kiefer, Elisabeth Kirsch, Katharina Klein, André Konter, Patric Lorgé, Tom Loschetter, Ed. Melchior, Marc Moes, Carine Molitor-Braun, Norbert Paler, Pol Rassel, Roger Schauls, Max Steinmetz, Raymond Streicher, Camille Thelen, Jean Weiss und Isabelle Zwick. Auch den Mitarbeitern der Erhebungen in den Jahren 2005 und 2011 sei hier noch einmal gedankt.

Literatur

- Aizpurua O., L. Cantú Salazar, G. San Martin, G. Biver, L. Brotons, & N. Titeux (2015): Reconciling expert judgement and habitat suitability models as tools for guiding sampling of threatened species. Journal of applied ecology, 52(6): 1608-1616.
- Bauer H., E. Bezzel & W. Fiedler 2012: Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas - Ein umfassendes Handbuch zu Biologie, Gefährdung und Schutz. Einbändige Sonderausgabe der 2. vollständig überarbeiteten Auflage von 2005. Aula Verlag, Wiebelsheim.
- BirdLife International (2017): *Lanius collurio*. (amended version published in 2016) The IUCN BirdLife Schweiz - http://www.birdlife.ch/de/node/3154
- Red List of Threatened Species 2017: http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-1.RLTS.T22705001A110988087.en. Downloaded December 2017.
- De la Fontaine A. (1865): Faune du pays de Luxembourg - Deuxième classe Oiseaux. Imprimerie-Librairie V. Buck, Luxembourg.
- Ferrant V. (1926): Faune du Grand-Duché de Luxembourg. Oiseaux. Inst. Gr.-D. Lux. Archives, Nouvelle Série X: 1-320.
- Glutz von Blotzheim U.N. & K. M. Bauer (1993) : Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 13. AULA-Verlag, Wiesbaden.
- Hallmann C. A., M. Sorg, E. Jongejans, H. Siepel, N. Hofland, H. Schwan & D. Goulson (2017): More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. PloS one, 12(10), e0185809.
- Hulten M. & V. Wassenich (1960-61): Die Vogelfauna Luxemburgs. Sonderdruck des Institut Grand-Ducal de Luxembourg, Section des Sciences Naturelles, physiques et mathématiques.
- Jakober H. & W. Stauber (1987): Zur Populationsdynamik des Neuntöters (*Lanius collurio*). Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 48:119-130.
- Kiefer J. (2012): Der Neuntöter *Lanius collurio* in Ost-Luxemburg: Vergleich der Kartierungen in den Jahren 2005 und 2011. Regulus WB 27:1-13.
- Lippens L. & H. Wille (1972): Atlas des Oiseaux de Belgique et d'Europe Occidentale. Lannoo, Tielt.
- Melchior E., E. Mentgen, R. Peltzer, R. Schmitt & J. Weiss (1987): Atlas der Brutvögel Luxemburgs. LNVL, Luxemburg.
- Morbach J. (1940): Vögel der Heimat. Band 2 (xi). Familien der Stelzen, Baumläufer, Kleiber, Meisen, Würger und Seidenschwänze. Kremer-Müller, Esch-Alzette.
- Südbeck P., H. Andretzke, S. Fischer, K. Gedeon, T. Schikore, K. Schröder & C. Sudfeldt (eds) (2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Max-Planck-Inst. für Ornithologie, Vogelwarte Radolfzell.
- Wassenich V. (1971): Die Brutvögel Luxemburgs in Zahl und Graphik. Regulus 10: 267-280.

Erfolgreiche Drittbrut eines Haubentaucherpaares *Podiceps cristatus* in Steinheim

André Konter, e-mail: podiceps@pt.lu

Zusammenfassung: Bisher waren aus Luxemburg lediglich vereinzelt Nachweise von zwei erfolgreichen Bruten desselben Haubentaucherpaares *Podiceps cristatus* in einem Jahr bekannt. Dies änderte sich 2017, als einem Paar in Steinheim drei erfolgreiche Bruten gelangen, bei denen insgesamt sechs Küken flügge wurden. Die Vorteile und Risiken von drei Jahresbruten, sowie die Umstände, unter denen sie entstehen können, werden kurz diskutiert.

Abstract: **Three successful broods of a pair of Great Crested Grebes *Podiceps cristatus* in Steinheim**
So far only isolated records of two successful broods within the same year by pairs of Great Crested Grebes Podiceps cristatus are known from Luxembourg. In 2017, a pair in Steinheim successfully raised three broods, fledging a total of six chicks. The advantages and risks associated with three yearly broods and the circumstances that could lead to them are briefly discussed.

Résumé: **Trois nidifications couronnées de succès par un couple de Grèbes huppés *Podiceps cristatus* à Steinheim**
Jusqu'ici nous ne disposons pour le Luxembourg que de quelques observations isolées où le même couple de Grèbes huppés *Podiceps cristatus* avait élevés avec succès des poussins de deux couvées différentes de la même année. En 2017, un couple à Steinheim a réussi à amener jusqu'à leur indépendance six poussins de trois couvées différentes. Les avantages et les risques associés à trois nidifications annuelles ainsi que les circonstances qui pourraient favoriser un tel comportement sont brièvement discutés.

Man spricht von einer Zweitbrut, wenn in einer Saison ein Vogelpaar nach einer ersten erfolgreichen Brut ein zweites Gelege tätigt. Kam es beim ersten Gelege nicht zum Schlupf, oder gingen alle Küken ein bevor sie flügge wurden, so wird das Zweitgelege als Ersatzgelege bezeichnet. In der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts vermehrten sich die Berichte über Zweitbruten bei Haubentauchern *Podiceps cristatus*, und es wurden teilweise Drittbruten nachgewiesen, die aber nicht immer alle erfolgreich waren (Berndt 2010, Goldammer & Haafke 1981, Köpke 1985, Mayr 1986, Rolls 2004, Zang 1977). In Luxemburg könnte die erste erfolgreiche Zweitbrut 1992 in Echternach erfolgt sein (Heidt et al. 2002). Allerdings ist das wichtigste luxemburgische Brutgebiet der Art, das Naturschutzgebiet Haff Réimech in Remerschen, in großen Teilen unzugänglich, so dass es schwierig ist, die einzelnen Paare genau zu verfolgen und deren Bruten zu dokumentieren. So ist es durchaus vorstellbar, dass es dort schon früher zu Zweitbruten gekommen ist. Es scheint jedoch, dass bisher in Luxemburg noch keine drei erfolgreichen Bruten desselben Paares in einem Jahr beobachtet wurden. Das hat sich in der Saison 2017 geändert. Bevor diese drei Bruten detaillierter geschildert werden, sei ein kurzer Rückblick auf bisherige erfolgreiche Mehrfachbruten des Haubentauchers in unserem Land erlaubt.

Bisherige erfolgreiche Zweitbruten des Haubentauchers in Luxemburg
Am Echternacher See fanden 1992 zwei erfolgreiche Bruten eines Haubentaucherpaares statt, bei denen wahrscheinlich drei und ein Küken flügge wurden. 1994 und 1995 könnten sich die Zweifachbruten in Echternach wiederholt haben, jedoch gibt es keine konkreten Angaben zum letztendlichen Bruterfolg. Lediglich das erfolgreiche Schlüpfen von Küken in den einzelnen Nestern wurde festgehalten (Heidt et al. 2002). Aus Remerschen sind aus dem Jahr 2004 zwei Zweitbruten nach erfolgreicher Erstbrut vermerkt (Konter 2004).

In Steinheim war es schon 2011 zu zwei erfolgreichen Bruten eines selben Paares gekommen. Insgesamt wurden sechs Küken flügge (Konter 2012a). 2012 schlug die Schachtelbrut (Ablage des Zweitgeleges während die Jungen des Erstgeleges noch gefüttert werden) eines Paares fehl und das Schicksal drei recht früh in die Unabhängigkeit entlassener Jungvögel blieb ungeklärt (Konter 2013). 2014 verliefen zwei Bruten desselben Paares äußerst erfolgreich, denn es wurden jeweils vier Junge flügge (Konter 2014). 2016 kam es erneut zu zwei erfolgreichen Bruten, mit bescheidenerem Erfolg: aus der Erstbrut kamen ein und aus der Zweitbrut zwei Junge hoch. Ein drittes Junges aus der Zweitbrut wurde ab dem Alter von 6-7 Wochen nicht mehr gesehen (eigene Beobachtungen).

Die drei Bruten in der Saison 2017
2017 sind schon im März im renaturierten Gebiet unterhalb von Steinheim (für eine Beschreibung des Gebiets siehe Konter 2012b) zwei Paare präsent, die sich um das Revier streiten. Es kommt zu Verfolgungen, wobei ein Paar zeitweilig weit sauerabwärts getrieben wird, aber immer wieder zurückkehrt. Am Ende scheint man sich darauf zu verständigen, dass einem Paar der luxemburgische, dem andern der deutsche Seitenarm überlassen wird.

Abb. 1: Adulter Haubentaucher auf Plattform am 23. März 2017 (Foto A. Konter).

Am 23. März besteht eine stabile Plattform im luxemburgischen Arm (Abb. 1), am 4. April sitzt ein Haubentaucher fest auf dieser, und eine Woche später werden in der Nestmulde aus der Ferne mindestens drei Eier gezählt. Obwohl am 29. April zwei pulli im Nest gesehen werden, dauert bis zum 4. Mai, bis das Paar das Nest mit drei pulli auf dem Rücken verlässt. Am 13. Mai besteht die Familie nur noch aus den Altvögeln und zwei Küken. Am 31. Mai beginnt das Paar mit dem Bau einer neuen Plattform unweit der Stelle des ersten Nests. Zu diesem Zeitpunkt

scheint nur noch ein Junges der Erstbrut, das weiter gefüttert wird, präsent zu sein. Doch am 1. Juni wird ein Altvogel an der Plattform im luxemburgischen Arm mit einem Jungen gesehen, während gleichzeitig ein zweiter Jungvogel auf der gegenüberliegenden Seite der Sauer allein unterwegs ist. Er ist zu diesem Zeitpunkt erst gut einen Monat alt. Am 2. Juni wird das erste Ei im neuen Nest gesehen. Gleichzeitig sind beide Nachkommen der Erstbrut dort präsent und werden weiter mit Futter versorgt.

Parallel zu dieser Zweitbrut schreitet das Haubentaucherpaar im deutschen Arm zu seiner ersten Eiablage.

Abb. 2: Das Nest der Zweitbrut am 26. Juni 2017 (Foto A. Konter).

Am 10. Juni enthält das Nest im luxemburgischen Arm (Abb. 2) mindestens drei Eier. Auch die zwei immaturen Haubentaucher aus der Erstbrut sind weiter anwesend. Ab dem 21. Juni sind beide aber zusehends allein und meist getrennt unterwegs. Am 1. Juli schlüpft das erste und am 3. Juli das zweite Küken der Zweitbrut. Beide Jungtiere der Erstbrut werden ein letztes Mal gleichzeitig, aber nicht zusammen, gesehen. Die späteren Feststellungen betreffen dann immer nur mehr einen juvenilen Haubentaucher; ob es dabei immer derselbe ist, bleibt ungewiss.

Am 6. Juli taucht ein fünfter adulter Haubentaucher im Gebiet auf, nähert sich tauchend dem Nest im luxemburgischen Arm, wird angegriffen und flieht sofort. Etwas später ist er in der Nähe des Paares im deutschen Arm, wird aber auch dort vertrieben.

Am 14. Juli zieht das Paar aus dem luxemburgischen Arm mit vier pulli in den oberen deutschen Arm. In dessen unteren Teil ist das zweite Haubentaucherpaar ebenfalls mit vier pulli unterwegs. Am 28. Juli haben beide Paare nur noch jeweils drei Küken. Dies ist auch am 7. August noch der Fall, als im luxemburgischen Arm der dritte Brutvorgang gestartet wird. Die Plattform der Zweitbrut ist zu diesem Zeitpunkt von einem Blässhuhnpaar *Fulica atra* besetzt, so dass die Drittbrut wieder in einem anderen Nest erfolgt. Am 9. August ist das erste Ei abgelegt. Am 21. August werden zwei immature Haubentaucher, jetzt ca. 6 Wochen alt, bei den Eltern beobachtet. Der dritte Jungvogel ist schon viel allein unterwegs. Auch in der Folgezeit bleiben die Geschwister meist getrennt: oft wird ein Jungvogel allein beobachtet, die zwei anderen sind gleichzeitig in einiger Entfernung zusammen. Bis in die zweite Septemberhälfte hinein sind alle drei Jungen der Zweitbrut auf diese Weise präsent, dann ziehen sie nach und nach ab. Nur einer ist noch Mitte Oktober anwesend.

Abb. 3.: Das Nest der Drittbrut nach dem Schlupf der beiden ersten Küken am 1. September 2017 (Foto A. Konter).

Am 30. August wird ein erstes pullus im Nest der Drittbrut festgestellt, am 1. September das zweite (Abb. 3). Am 4. September verlässt die Familie mit drei pulli das Nest, von denen aber nur eines flügge wird. Anfang Oktober ziehen die beiden Altvögel mit ihrem einzigen überlebenden Küken nach Rosport zum Stau.

Diskussion

Durch die klimatischen Unterschiede in den Jahreszeiten bedingt, führt der Faktor Zeit zu einer Beschränkung der Durchführbarkeit von Mehrfachbruten. Bei dem in nördlicheren Breitengraden brütenden Rothalstaucher *Podiceps grisegena* z.B. werden dadurch schon Zweitbruten problematisch und selten, worauf schon Wobus (1964, Kloskowski (2001) oder Vlug (2005) hinwiesen. Drei erfolgreiche Bruten in einem Jahr sind so auch in unseren Breitengraden nur unter der Form von Schachtelbruten möglich. Auch in Steinheim handelte es sich 2017 um drei ineinander verschachtelte Bruten: die Eiablagen des Zweit- und Drittgeleges fanden jeweils zu einem Zeitpunkt statt, zu dem die Küken der vorangegangenen Brut noch oft gefüttert wurden. Allerdings bleibt das Gelingen von drei Bruten in einem Jahr an einem Fließgewässer stark von den meteorologischen Bedingungen und der Verfügbarkeit von Futter in passender Größe für die Küken abhängig. Während des Brutgeschäfts können ergiebige Regenfälle die Pegel so stark ansteigen lassen, dass das Gelege geflutet wird. In den ersten Tagen nach dem Schlupf der frühen Erstbrut kann ein plötzlicher Kälteeinbruch deren Überlebenschancen stark beeinträchtigen und schnabelgerechte Beute für die Küken wird noch nicht im Überfluss vorhanden sein. Die Nachkommen der dritten Brut leiden vielleicht schon an Futtermangel, weil in der Zwischenzeit die Beutetiere zu groß gewachsen sind, auch wenn insgesamt noch genug Futter zu finden sein dürfte. So wurden den Küken der Drittbrut von Steinheim mehrfach zu große Fischlein gereicht, die diese auch nach mehreren Versuchen nicht zu schlucken vermochten. Dies könnte eine Ursache für das frühe Sterben von zwei der drei Küken gewesen sein.

Der gesamte Vorgang in Steinheim beweist einmal mehr das opportunistische Brutverhalten des Haubentauchers: Die Art nutzt punktuell günstige Bedingungen zu Mehrfachbruten. Dabei scheint ein Paar außeracht zu lassen, dass Junge aufziehen viel Energie kostet und gefährlich sein kann, und die Überlebenschancen der Eltern deutlich verringern kann (Vlug 2005). Durch die späte Drittbrut können die Eltern ebenfalls die Flügelmauser erst später durchführen, wodurch sich die Chance erhöht, dass sie in eine thermisch ungünstige Periode fällt. Vlug (mündl.) denkt, dass dies eine Mitursache sein könnte, weshalb die nördlicher brütenden Rothals- und Ohrentaucher *Podiceps auritus* kaum Zweitbruten tätigen.

Ob sie aber mit Dreifachbruten einen besseren Erfolg erzielt als mit Zweifachbruten bleibt dahingestellt. Rein theoretisch werden durch die unumgängliche Ausdehnung der Brutperiode bei Dreifachbruten die Risiken eines Kälteeinbruchs und des Futtermangels für die Küken wie oben beschrieben erhöht. Dies könnte erklären, weshalb das Paar mit einer Zweifachbrut im Jahr 2014 insgesamt acht Jungvögel in die Unabhängigkeit entlassen konnte, während bei den drei Bruten 2017 insgesamt nur sechs Küken flügge wurden. So könnte man sich fragen, was ein Haubentaucherpaar zu drei Jahresbruten veranlasst. Es scheint klar, dass ein solches Paar ein optimales Habitat mit entsprechendem Nahrungsreichtum besiedelt haben muss. Stellen sich in diesem günstige Brutbedingungen früh in der Saison ein, was durch den Klimawandel begünstig werden könnte, so animiert ihr opportunistisches Brutverhalten die Lappentaucher zu einem frühen Brutbeginn. Bleiben die Bedingungen weiter günstig, so kann eine schnelle Zweitbrut erfolgen. Lagen die beiden ersten Bruten früh genug im Jahr, so verbleibt bei weiterhin günstigen Rahmenkonditionen noch etwas Zeit, um das Wagnis einer Drittbrut einzugehen.

Die günstigen Bedingungen, die jeweils bei Brutbeginn herrschen, garantieren den Bruterfolg nicht. Das Wettergeschehen bleibt generell unvorhersehbar, und sein Einfluss auf den Brutausgang ist bei jedem Gelege, egal wann es im Jahresverlauf entsteht, bei Eiablage ungewiss. Auch andere Gefahren, z. B. diejenigen, die von Prädatoren ausgehen, sind bei jeder Brut verschieden. Dadurch erklärt sich ein möglicher geringerer Jahresbruterfolg bei drei gegenüber zwei Bruten.

Es bleibt offen, inwiefern die Präsenz eines zweiten Brutpaares in Steinheim im Jahr 2017 einen Anreiz für die Drittbrut darstellte. Vorstellbar ist, dass das Paar im luxemburgischen Arm mit dem dritten Gelege seinen Anspruch auf das Revier untermauern wollte. Schon 2016 lagen die beiden ersten Bruten ähnlich früh im Jahr wie 2017, so dass eine Drittbrut zeitlich möglich war. Ein zweites Paar war 2016 aber nur zeitweilig präsent und brütete nicht. Dessen erfolgreiches Parallelgelege 2017 könnte für den notwendigen Druck zur Drittbrut gereicht haben.

Literatur :

- Berndt R.K. (2010): Zweitbruten sowie eine Drittbrut des Haubentauchers (*Podiceps cristatus*) in Schleswig-Holstein. Corax 21: 311-317.
- Goldammer L. & J. Haafke 1981: Nachweis einer erfolgreichen Drittbrut beim Haubentaucher (*Podiceps cristatus*) am Lintorfer Waldsee. Charadrius 17: 37-38.
- Heidt C., A. Konter, P. Lorgé & J. Weiss (2002): Tätigkeitsbericht 1985-1997 der Arbeitsgemeinschaft Feldornithologie. Regulus WB 19: 1-86.
- Kloskowski J. (2001): Double-Brooding in Red-necked Grebes. Waterbirds 24: 121-124.
- Konter A. (2004): The Great Crested Grebe in Luxembourg. Regulus WB 20: 8-18.
- Konter A. (2012a): Hoher Bruterfolg eines Haubentaucherpaares *Podiceps cristatus* in Steinheim - Zweitbrut mit Schwierigkeiten. Regulus WB 27:73-81.
- Konter A. (2012b): Die ornithologische Entwicklung der Sauer bei Steinheim seit Abschluss der Hochwasserschutzmaßnahmen. Regulus WB 27:54-72
- Konter A. (2013): Misslungene Schachtelbrut eines Haubentaucherpaares Podiceps cristatus in Steinheim. Regulus WB 28: 31-35
- Köpke G. (1985): Erfolgreiche Drittbrut des Haubentauchers (*Podiceps cristatus*) auf der Lippe in Hamm. Charadrius 20: 195-197.
- Rolls J. C. (2004): Great Crested Grebe rearing three broods in a year. British Birds 97: 626.
- Vlug J.J. (2005): Fortpflanzungsstrategie, Bruterfolg und Familiengröße des Rothalstauchers (*Podiceps grisegena*), insbesondere in Schleswig-Holstein und Hamburg 1969-2002 - im Vergleich zu Hauben- (*Podiceps cristatus*) und anderen Lappentauchern (Podicipedidae). Corax 20: 19-64.
- Wobus U. (1964): Der Rothalstaucher *Podiceps griseigena* A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt.
- Zang H. (1977): Zur Frage der Häufigkeit von Zweitbruten beim Haubentaucher (*Podiceps cristatus*). Journal für Ornithologie 118: 261-267.

Die Entwicklung der Winterpopulation des Zwergtauchers *Tachybaptus ruficollis* an der Sauer von 2011/12 bis 2016/17

André Konter, e-mail: podiceps@pt.lu

Abstract: **The development of the Little Grebe's *Tachybaptus ruficollis* winter population on the river Sauer from 2011/2 to 2016/17**
During the winter months from 2011/12 to 2016/17 Little Grebes *Tachybaptus ruficollis* were regularly counted along three stretches of the river Sauer. Over the years a clear negative trend (-7.4 grebes per year) showed up. Thus the maximum count per winter dropped from 172 in the first to only 89 grebes in the last winter. The mid-January counts organized by the Centrale ornithologique du Luxembourg registered over the last years a negative trend, too. For the entire Sauer, the reduction was however far less important than for the stretches investigated here. It could be in time a population shift in the Little Grebes to the disadvantage of the down-stream Sauer has occurred. Within each winter, the results showed noticeable fluctuations. When trying to statistically combine grebe counts within one winter with climatic data or water-marks of the Sauer, no relationship could be proven. The empirical comparison nevertheless showed that the developments of temperature and water levels were not without influence, however their action on the grebe population is multiple and complex and the influence of non-resident grebes only passing through is difficult to integrate.

Résumé: **Le développement de la population hivernale du Grèbe castagneux *Tachybaptus ruficollis* sur la rivière Sûre de 2011/12 à 2016/17**
Au cours des mois d'hiver des années 2011/12 à 2016/17, des recensements réguliers des Grèbes castagneux *Tachybaptus ruficollis* ont été organisés sur trois tronçons de la rivière Sûre. Au fil des années, les dénombrements montraient une tendance négative de -7,4 grèbes par an. Ainsi le nombre maximum de grèbes constatés lors du premier hiver se chiffrait à 172 et, au cours du dernier hiver, ce chiffre était de 89 seulement. Les recensements d'oiseaux aquatiques organisés annuellement par la Centrale ornithologique du Luxembourg à la mi-janvier aboutissaient également à une population luxembourgeoise tendanciellement en décroissance pour les dernières années, cependant, pour toute la Sûre, la réduction du nombre de grèbes se montrait beaucoup moins importante que pour les parties examinées ici. Il semblerait qu'un déplacement de population en défaveur des parties de la rivière plus en aval ait eu lieu. Les comptages au cours de chaque hiver font preuve de fluctuations importantes, sans que statistiquement celles-ci puissent être mis en relation avec des données météorologiques ou les niveaux d'eau de la Sûre. Une comparaison empirique montrait cependant que les développements de la température et de la hauteur des eaux influençaient bien la population des Grèbes castagneux, mais ceci de manière complexe et multiple. En outre, il apparaissait difficile d'intégrer l'impact des grèbes uniquement de passage sur la population résidentielle.

Zusammenfassung: In den Wintermonaten von 2011/12 bis 2016/17 wurden in einem Untersuchungsgebiet an der Sauer regelmäßige Zählungen der Zwergtaucherpopulation *Tachybaptus ruficollis* durchgeführt. Trotz erheblicher Populationsschwankungen in den einzelnen Wintern konnte dabei ein deutlicher Abwärtstrend (-7,4 Exemplare pro Jahr) festgestellt werden. So fiel das Maximum der gezählten Zwergtaucher von 172 im ersten Winter auf nur noch 89 im letzten Winter. Auch die Mitte Januar Zählungen der Wasservögel von der Centrale ornithologique du Luxembourg ergaben einen Rückgang über die letzten Jahre, der aber für die ganze Sauer weniger drastisch ausfällt als für das Untersuchungsgebiet. Demnach könnte über die Jahre eine Populationsverschiebung zu Ungunsten des unteren Flusslaufs stattgefunden haben. Der Versuch, die Populationsschwankungen der Zwergtaucherbestände innerhalb eines Winters statistisch mit verschiedenen Wetterdaten oder den Pegelständen der Sauer in Verbindung zu bringen, waren nicht zielführend. Der empirische Vergleich mit diesen Daten deutete wohl auf einen Einfluss von Temperaturentwicklung und Wasserständen hin, der jedoch vielschichtig und komplex ist und durch Durchzügler verursachte lokale Schwankungen nicht mit einzubeziehen vermag.

Als sich am Ende des 20. Jahrhunderts eine Brutpopulation des Zwergtauchers *Tachybaptus ruficollis* an der Sauer im Raum Diekirch-Bettendorf aufzubauen begann, die sich in den nächsten 10 bis 15 Jahren bis zur Mündung des Flusses in die Mosel bei Wasserbillig ausbreiten sollte (Konter 2014), nahm gleichzeitig die Anzahl der im Winter am Fluss beobachteten Exemplare zu. Exakte Zahlen über überwinternde Zwergtaucher liegen aber bisher nicht vor, sieht man von den seit 2009 jeweils Mitte Januar ausgeführten Wasservogelzählungen ab. Diese können aber nur zum Teil die Entwicklung der Winterpopulation über mehrere Jahre wiederspiegeln, und sie geben keinen Aufschluss über Populationsschwankungen während der Wintermonate und deren mögliche Ursachen. Die vorliegende Studie ist ein Versuch, unser Wissen in diesem Bereich zu verbessern. Dafür erfolgten über sechs Winter jeweils 12 Zählungen der Zwergtaucherpopulation auf drei Strecken entlang der Sauer, die sowohl während der Brutzeit als auch über das Winterhalbjahr gut von der Art besiedelt waren.

Der Zwergtaucher gilt in unseren Breitengraden als Strichvogel, also als Vogelart, die zu Beginn des Winters ihr Brutgebiet nur teilweise verlässt. Die lokale Brutpopulation könnte in der kalten Jahreszeit kurzfristig durch durchziehende Artgenossen aus nördlicheren Gebieten oder durch hier überwinternde Zwergtaucher aus kälteren Regionen verstärkt werden. Es ist bekannt, dass die Art nicht nur Brut-, sondern ebenfalls Winterreviere besetzt, auch wenn letztere nicht so rigoros verteidigt und bei plötzlich einsetzenden ungünstigen Bedingungen schnell verlassen werden (Bandorf 1970). Zum einen ergibt sich dadurch selbst in den Wintermonaten eine relative Standorttreue, die Populationsschwankungen durch lokale Wanderungen minimiert. Zum anderen können Kälteeinbruche oder Hochwasser zu plötzlichem Abwandern während des Winters führen. Allerdings ist ein zeitiges Besetzen der Brutreviere im nächsten Jahr von Vorteil, um von früh einsetzenden günstigen klimatischen Bedingungen für das Brutgeschäft zu profitieren.

Bei stabilen Wetterverhältnissen wäre demnach jeweils im Herbst und zu Frühjahrsanfang eine erhöhte Anzahl an Zwergtauchern an der Sauer zu erwarten, da die lokale Population durch ziehende Artgenossen verstärkt würde. Deren teilweiser Weiterzug und der Abzug einiger lokaler Vögel würden zur Jahreswende hin geringere Bestände verursachen. Weitere Schwankungen könnten dann ungünstigen klimatischen Bedingungen zuzuschreiben sein.

Diese Studie versucht zum einen den Populationstrend über die sechs Zählwinter zu erkennen und bezieht hierzu neben den Zählungen im Untersuchungsgebiet auch die Ergebnisse der jährlichen Wasservogelzählungen von Mitte Januar in Luxemburg ein. Zum anderen wird untersucht inwiefern die jährliche Entwicklung der Zwergtaucherwinterpopulation mit den oben gemachten Aussagen in Einklang zu bringen ist.

Methodik

Während der Monate Oktober bis März der Winter 2011/12 bis 2016/17 wurden auf drei ausgewählten Strecken entlang der Sauer, dem Untersuchungsgebiet, zwei Mal im Monat die Zwergtaucher registriert.

Bei den Begehungstrecken handelte es sich um folgende Abschnitte der Sauer:

a. vom Staudamm in Rosport flussaufwärts bis zum Ortseingang von Steinheim;
b. von oberhalb der alten Brücke in Echternach bis zur Sauerinsel oberhalb von Weilerbach;
c. von der Brücke in Bettendorf bis zur ersten Fußgängerbrücke in Diekirch.

Die Strecken wurden wegen ihrer für Luxemburg bedeutenden Brutpopulation und des vor Beginn der Studie beobachteten Wintervorkommens des Zwergtauchers ausgewählt. Die Begehungen erfolgten von den an diesen Strecken entlang laufenden Spazier- und Fahrradwegen, die praktisch überall einen guten Überblick über das Gewässer bieten. Die Ufer wurden mit einem Zeiss-Fernglas 10x25 abgesucht.

Die Zählungen erfolgten in der Regel mit 15 Tagen Abstand, die Minimalabstände betrugen 10 und die Maximalabstände 20 Tage. Verschiebungen waren überwiegend wetterbedingt. So wurde vermieden bei Regen oder Schneefall zu zählen, da dann die Lichtverhältnisse nicht optimal waren und die Wasserstrudel, die wegtauchende Zwergtaucher auf der Wasseroberfläche bilden, nicht gut zu erkennen waren, wodurch sich die Wahrscheinlichkeit einige Tiere nicht zu zählen erhöht hätte. Auch wurde bei kurzfristigem Hochwasser versucht, die Zählung zu verschieben.

Die so erhobenen Zahlen wurden in Tabellen eingetragen mit jeweils zwei Spalten pro Monat, die mit der Zahl I für die erste Monatshälfte und der Zahl II für die zweite Monatshälfte gekennzeichnet waren.

Während für die Auswertung der Populationsentwicklung innerhalb eines Winters alle Zählungen von Anfang Oktober bis Ende März einbezogen wurden, wurden für die Ermittlung eines Bestandstrends über die sechs Jahre nur die Zählungen von November bis Mitte Februar berücksichtigt. Hierdurch sollte vermieden werden, die im Herbst und frühen Frühjahr durchziehenden und nur kurz rastenden Zwergtaucher mitzuzählen. Die Resultate wurden mit denen verglichen, die sich aus der Auswertung der von der Centrale Ornithologique während der Januarzählungen der Wasservögel für den Zwergtaucher für ganz Luxemburg und für die Sauer ergaben.

Anhand meteorologischer Daten, die mir Herr Achim Wehnert monatlich zusandte, und der Pegelstände der Sauer, die mir Herr Daniel Göhlhausen von der Administration de la gestion de l'eau zur Verfügung stellte, wurde nach Erklärungen für festgestellte Populationsschwankungen gesucht.

Resultate der Erhebungen

1. Tendenzielle Entwicklung über die sechs untersuchten Winter

Vergleich der sechs Winter untereinander

Geht man von den Mittelwerten der insgesamt überwinternden Zwergtaucher aus (Tabelle 1), so stellt man einen fast durchgehenden Rückgang der Bestände fest. Nur der Winter 2012/13 passt nicht ins Bild; gegenüber dem vorhergehenden Winter erfolgte ein übermäßiger Abfall von 58 Exemplaren oder 41,8%, doch im darauffolgenden Winter stieg der mittlere Bestand wieder um 36 Exemplare oder 31,7%. Berücksichtigt man den Winter 2012/13 nicht, so ergibt der Durchschnittswert einen kontinuierlicher Abwärtstrend von 138,7 (2011/12) auf 76,1 Zwergtaucher (2016/17), also ein Minus von 62,6 Einheiten oder von 45,1% über die sechs Jahre (Abb. 1).

In den einzelnen Wintern erwies sich die Population als recht instabil, was sich in den hohen Standardabweichungen und großen Spannweiten der jährlichen Zählungen (Tabelle 1) wiederspiegelt, dies besonders im ersten Winter der Erhebungen. Auf mögliche Ursachen hierfür soll bei den Analysen zu den einzelnen Wintern eingegangen werden. Auffällig ist, dass alle Maximalwerte jeweils vor Jahresende liegen, während die Minimalwerte mit einer Ausnahme alle danach liegen. Nur im Winter 2014/15 war dies anders; nach dem Maximum in der ersten Dezemberhälfte fiel das Minimum schon in die zweite Dezemberhälfte.

Tabelle 1: Gesamtanzahl der Zwergtaucher in den drei Gebieten pro Halbmonat in den Wintern 2011/12 bis 2016/17, Monate November bis erste Hälfte Februar (StAbw= Standardabweichung, Min-Max=niedrigste Zählung-höchste Zählung des Winters).

	Nov. I	**Nov. II**	**Dez. I**	**Dez. II**	**Jan. I**	**Jan. II**	**Feb. I**	**Mittel**	**StAbw**	**Min-Max**
2011/12	163	171	**172**	106	*95*	143	121	138,7	29,4	95-172
2012/13	101	**107**	85	65	*60*	79	68	80,7	16,7	60-107
2013/14	99	**116**	114	115	94	*92*	114	106,3	10,0	92-116
2014/15	110	128	**133**	*84*	92	87	95	104,1	18,4	84-133
2015/16	**117**	107	91	102	108	*80*	82	98,1	13,0	80-117
2016/17	83	72	87	**89**	71	73	*58*	76,1	10,1	58-89

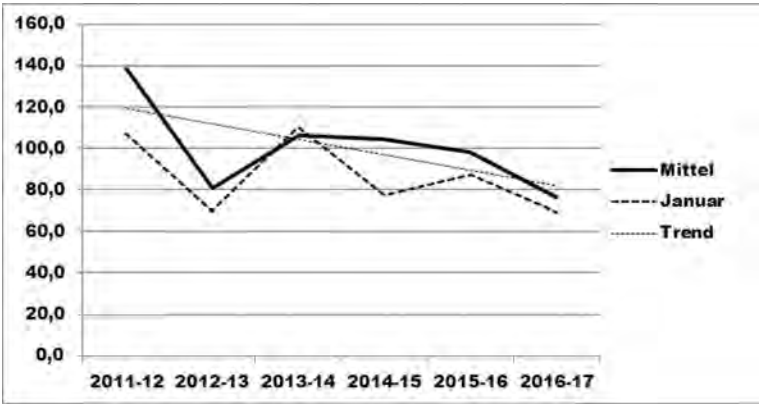


Abb. 1: Mittelwerte der Winterpopulation des Zwergtauchers (Mittel) in den Wintern von 2011 bis 2017, sich daraus ergebender Populationstrend (Trend) und Resultate der Mitte-Januar Zwergtaucherzählung auf der Sauer zwischen Dillingen und Wasserbillig (Januar).

Auswertung der Daten aus der Mitte-Januar Wasservogelzählung

Die Anzahlen der Mitte Januar auf der Sauer von Wasserbillig bis Dillingen gezählten Zwergtaucher (ZT Dill., Tabelle 2) zeigen im Wesentlichen eine ähnliche Entwicklung wie die Mittelwerte der einzelnen Winter (Abb. 1). Im Jahr 2013 erfolgt ein deutlicher Rückgang im Vergleich zum Vorjahr, dem 2014 ein kräftiger Anstieg folgt. Während die Januarzählung 2015 gegenüber dem Vorjahr wieder stark abfällt, zeigen die Mittelwerte des Winters nur einen geringen Rückgang, doch 2016 nähern sich die Werte wieder an und zeigen beide für 2017 einen deutlichen Abwärtstrend (Abb. 1).

Vergleicht man nun die Resultate der Mitte Januar Zwergtaucherzählungen auf der Strecke von Wasserbillig bis Dillingen mit den auf der ganzen Sauer (ZT Sauer, Tabelle 2) und im ganzen Land (Total ZT, Tabelle 2) gezählten Zwergtauchern, so zeigen sich deutliche Unterschiede (Abb. 2). Die Gesamtzahlen für die ganze Sauer und für Luxemburg verhalten sich ähnlich; einem Rückgang im Jahr 2014 folgt jeweils ein Anstieg im Jahr 2015, eine moderate Änderung 2016, ein deutlicher Rückgang 2017 und ein Anstieg 2018. Im Gegensatz dazu steigt die Anzahl der Zwergtaucher zwischen Wasserbillig und Dillingen 2014, sie fällt deutlich 2015, fällt - nach einem leichten Anstieg 2016 - moderat 2017 und fällt weiter 2018 auf einen absoluten Tiefstand von nur noch 46 Zwergtauchern.

Diese gegensätzlichen Entwicklungen deuten auf lokale Verschiebungen der Zwergtaucherpopulation hin, und sie spiegeln sich auch im Prozentsatz der Zwergtaucher zwischen Dillingen und Wasserbillig im Vergleich zur ganzen Sauer wieder. Mit nur noch 28,9% im Jahr 2018 ist auch hier ein Tiefpunkt erreicht (Tabelle 2).

Tabelle 2: Anzahl der zwischen Wasserbillig und Dillingen (ZT Dill.), auf der ganzen Sauer (ZT Sauer) und für ganz Luxemburg (Total ZT) bei der Mitte-Januar Wasservogelzählung gezählten Zwergtaucher (* nur Teilzählung: verschiedene Strecken an Mosel und Alzette wurden 2012 noch nicht gezählt).

Jahr	ZT Dill.	ZT Sauer	Total ZT	% ZT Dill./ZT Sauer
2012	107	159	191*	67,3
2013	70	191	278	36,6
2014	110	164	225	67,1
2015	77	214	271	36,0
2016	87	216	257	40,3
2017	69	125	188	55,2
2018	46	159	191	28,9

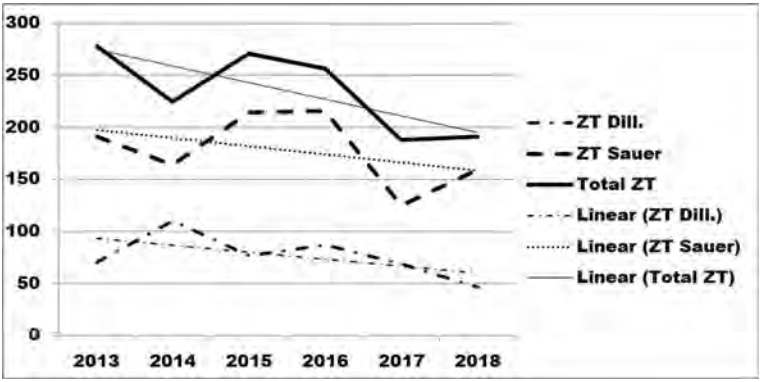


Abb. 2: Resultate der Zwergtaucherzählungen bei den Mitte-Januar Wasservogelerhebungen von 2012 bis 2018 (Abkürzungen, siehe Tabelle 2) und sich jeweils daraus ergebender Populationstrend (Linear).

Insgesamt weisen sie aber alle drei einen negativen Trend (Linear, Abb. 2) auf, der von 2012 bis 2018 für die Strecke Wasserbillig-Dillingen mit -7,4 weitaus stärker ausfällt als für die ganze Sauer (-2,9).

2. Entwicklung der Population in den einzelnen Wintern

Tabelle 3 fasst die Resultate der Zählungen für alle Jahre und alle Zählstrecken zusammen. Für die ersten drei Winter zeigt sich teilweise ein erwartetes Bild, indem die Maxima jeweils schon in den Oktober fallen und die Minima im Januar liegen, also in der Mitte der kalten Jahreszeit. Der für März erwartete Anstieg findet nur zum Teil statt oder fällt eher schwach aus.

In den letzten drei Wintern ändert sich das Bild. Nur noch 2015/16 fällt das Maximum in die erste Oktoberhälfte, in den beiden andern Wintern wird die Höchstzahl jeweils erst im Dezember erreicht. Auch die Minima fallen später, in die zweite Februarhälfte, respektive in den März.

Tabelle 3: Gesamtanzahl der Zwergtaucher in den drei Gebieten pro Monatshälfte in den Wintern 2011/12 bis 2016/17, alle Zählmonate (StAbw= Standardabweichung, Min-Max=niedrigste Zählung-höchste Zählung des Winters).

	Okt. I	Okt. II	Nov. I	Nov. II	Dez. I	Dez. II	Jan. I	Jan. II	Feb. I	Feb. II	März I	März II	Mittel	StAbw	Min-Max
2011/12	**189**	178	163	171	172	106	*95*	143	121	94	130	129	140,9	31,9	95-189
2012/13	**126**	115	101	107	85	65	*60*	79	68	85	107	84	90,2	20,1	60-126
2013/14	**126**	117	99	116	114	115	94	*92*	114	110	119	95	109,3	10,8	92-126
2014/15	111	104	110	128	**133**	84	92	87	95	86	*78*	98	100,5	16,6	78-133
2015/16	**158**	150	117	107	91	102	108	80	82	*75*	85	91	103,8	25,5	75-158
2016/17	75	76	83	72	87	**89**	71	73	58	58	42	*38*	68,5	15,7	38-89

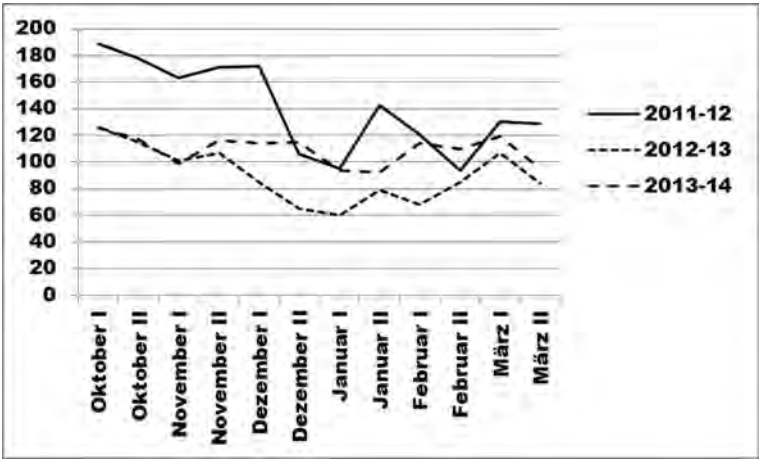


Abb. 3: Bestände der Winterpopulation des Zwergtauchers (y-Achse) in den ersten drei Wintern (2011/12 bis 2013/14) (x-Achse).

Die Werte der Standardabweichungen und die hohen Unterschiede zwischen den jeweiligen Minima und Maxima deuten auf zum Teil erhebliche Schwankungen innerhalb derselben Saison hin. Während der ersten drei Winter ergibt sich jeweils im Oktober ein leichter Abwärtstrend beim Bestand der Zwergtaucher, gefolgt von einer Nivellierung in der ersten Novemberhälfte. Danach unterscheidet sich der Verlauf in den drei Wintern. 2011/2012 und 2012/13 ähneln sich noch dadurch, dass die Population im Dezember abfällt, im Januar wieder ansteigt und erneut abfällt, und im Februar bis in den März hinein wieder ansteigt. Die Zeitpunkte der Kehrtwenden sind aber leicht verschoben und die Schwankungen selbst sind 2011/12 stärker (Abb. 3), wie auch die Werte der Standardabweichung für die beiden Winter (31,9 für 2011/12 und 20,1 für 2012/13, Tabelle 3) beweisen. Auch bleibt die Zwergtaucherpopulation im Verlauf des ersten Winters immer über der des zweiten Winters.

Tabelle 4: Minima und Maxima der Bestände der Zwergtaucher pro Winter, Differenz zwischen Minimum und Maximum und Minimum in Prozenten vom Maximum.

	Minimum	**Maximum**	**Differenz**	**Minimum in % von Maximum**
2011/12	95	189	94	50,3
2012/13	60	126	66	47,6
2013/14	92	126	34	73,0
2014/15	78	133	55	58,6
2015/16	75	158	83	47,5
2016/17	38	89	51	42,7

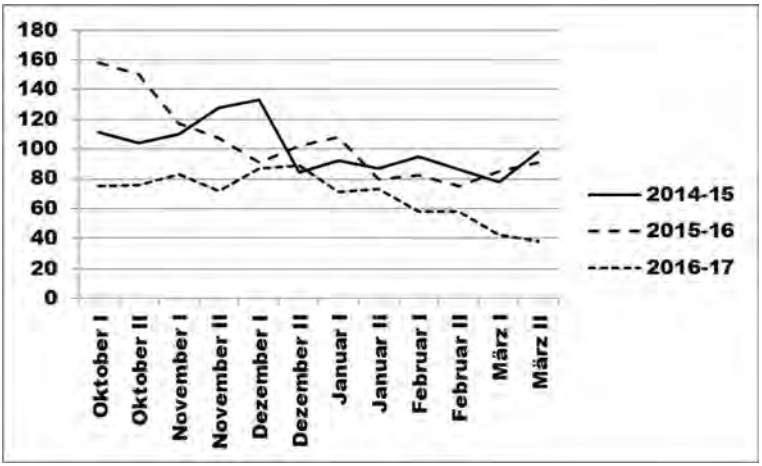


Abb. 4: Zählwerte der Winterpopulation des Zwergtauchers (y-Achse) in den letzten drei Wintern (2014/15 bis 2016/17) (x-Achse).

Im dritten Winter (2013/14) bleibt die Population anfangs auf dem Niveau des Vorjahres, steigt dann in der zweiten Novemberhälfte an und fällt erst im Januar wieder etwas ab. Sie steigt leicht im Februar und Anfang März und fällt wieder Ende März. Insgesamt sind die Schwankungen eher gering (Standardabweichung 10,8, Tabelle 3). Der Unterschied zwischen minimalem und maximalem Bestand ist mit 34 Einheiten der bei weitem geringste aller Winter, und mit 73% des

Maximums erreicht das Minimum den höchsten Wert aller Jahre. Die entsprechenden Prozentsätze der anderen fünf Winter liegen alle erheblich niedriger und alle näher beieinander (Tabelle 4).

Die Populationsentwicklung der Zwergtaucher von 2014/15 bis 2016/17 unterscheidet sich von der der vorangegangenen Jahre, und die drei Winter weisen bedeutende Unterschiede zueinander auf (Abb. 4). 2014/15 steigt die Population bis in den Dezember hinein an, fällt in der zweiten Monatshälfte stark ab und variiert danach bis Ende März nur noch leicht. 2015/16 starten die Zählungen wie in den ersten drei Wintern mit dem Bestandsmaximum. Die Population fällt anschließend bis in den Dezember kontinuierlich stark ab, erholt sich geringfügig bis Anfang Januar, fällt bis Ende des Monats wieder deutlich ab und fluktuiert danach nur noch leicht, dies mit aufsteigender Tendenz im März. Der Winter 2016/17 beginnt mit der niedrigsten Oktoberzählung aller Jahre, die Bestände schwanken dann etwas bis zum Jahresmaximum Ende Dezember. Ab Januar setzt eine kontinuierliche und insgesamt starke Abwärtsbewegung ein.

3. Mögliche Ursachen der festgestellten Entwicklungen

Die Berechnungen einfacher Korrelationen der Zwergtaucherbestände mit verschiedenen Wetterdaten (minimale, durchschnittliche, maximale Temperaturen; Regenmengen; Windstärken) oder Pegelständen ergaben alle Werte, die weit von 1 oder -1 entfernt waren. So musste auf einen empirischen Vergleich der größeren Populationsschwankungen mit diesen Daten zurückgegriffen werden.

Winter 2011/12 (Tabelle A1 im Anhang)
Im Dezember des Winters 2011/12 fiel die Anzahl der Zwergtaucher von 172 auf 106 ab. Gleichzeitig waren die Minimaltemperaturen zwischen den beiden Monatshälften leicht angestiegen; das Mittel des Tagesminimums lag in der ersten Hälfte Dezember bei 1,8° C und danach bei 2,1° C, das absolute Tagesminimum betrug -3° C, respektive -1,6° C. Es gab jedoch im Dezember einen deutlichen Pegelanstieg der Sauer; fand die erste Dezemberzählung noch bei moderatem Hochwasser statt, so stieg der Pegel der Sauer in Diekirch in der zweiten Dezemberhälfte im Mittel von 169 cm auf 251 cm an und erreichte dabei einen Maximalwert von 406 cm.

Der leichte Bestandsrückgang zwischen Dezember und Januar (-11 Ex.) ging einher mit einem weiteren Anstieg der Wasserstände; der Pegel erreichte einen Durchschnitt von 310 cm (+59 cm) und ein Maximum von 451 cm (+45 cm). Vielleicht hatte auch der Sturm am 5. Januar mit Windgeschwindigkeiten von bis zu 78 km/h Auswirkungen auf die Zwergtaucherzahlen.

Im Januar und noch mehr in der ersten Februarhälfte gab es Frost. Die minimale Tagestemperatur lag Anfang Januar bei -4,5° C, in der zweiten Hälfte des Monats bei -7,3 ° C und schließlich in den ersten Februartagen bei - 17,1° C. Der Mittelwert der Tagesminima lag jeweils bei 2,7° C, -0,7° C und -10,2° C. Parallel dazu stieg die Zwergtaucherpopulation bis Ende Januar trotz der frostigen Temperaturen stark an, auf 143 Exemplare (+48 Ex.), dies bei gleichzeitig stark fallenden Pegelständen der Sauer. Nach der Temperaturentwicklung müsste ein Zufrieren stehender Gewässer im Einzugsgebiet der Sauer auf Mitte Januar gefallen sein, als es Nachtfrost bis -7° C gab. Dort bis dahin ausharrende Zwergtaucher könnten zur Sauer gezogen sein und den Populationsanstieg bewirkt haben. Dieser Frost dauerte nur bis zum 19. Januar an, es folgte eine Woche mit positiven Tagesminima und einer Durchschnittstemperatur von 4,6° C. Die Bestände reduzierten sich erst mit der zweiten Frostwelle, die am 31. Januar mit einem Minimalwert von -7,3° C (am Vortag noch +2° C) einsetzte. Doch der Rückgang (-22 Ex.) auf 121 Exemplare war vergleichsweise gering. Die sich verstärkenden Minustemperaturen im Februar hätten demnach einen Teilabzug bewirkt, einige Zwergtaucher könnten auch den harschen meteorologischen Bedingungen zum Opfer gefallen sein.

Der Wiederanstieg der Zwergtaucherpopulation im März von 94 auf 130 Exemplare fand bei höheren Temperaturen (trotz Nachtfrost gab es Maximalwerte im zweistelligen Plusbereich) und nur leicht erhöhten Pegelständen der Sauer statt.

Winter 2012/13 (Tabelle A2 im Anhang)
Auf Mitte Oktober folgte eine kurze Frostperiode mit einer minimalen Tagestemperatur von -5,2° C, während der die Anzahl der Zwergtaucher leicht von 126 auf 115 fiel. Insgesamt blieb die zweite Monatshälfte mit einer durchschnittlichen Temperatur von 9,2° C aber sehr mild. Anfang November war es mit minimal -1,5° C und durchschnittlich 3,1° C wieder etwas kälter, der Pegelstand der Sauer war marginal angestiegen und erreichte ein Maximum von 230 cm. Bei den Zwergtauchern gab es in dieser Zeit einen weiteren Bestandsrückgang von 115 auf 101 Exemplare.

Von November auf Dezember ging die Mindesttemperatur ebenfalls zurück, von -3,6° C auf -9,5° C. Auch die durchschnittliche Temperatur blieb in der ersten Dezemberhälfte negativ (-0,2° C), und der Wasserstand der Sauer war kurzfristig auf 354 cm angestiegen. Die Zwergtaucherpopulation ging parallel dazu von 107 auf 85 Vögel zurück. In der zweiten Dezemberhälfte fiel sie weiter auf nur noch 65 Exemplare. Zwar war es mit minimal -2,4° C und durchschnittlich 6,4° C viel wärmer geworden, der Pegelstand war jedoch auf maximal 430 cm angestiegen.

Der Januar war mit minimal -8,1° C und durchschnittlich 2,6° C wieder kälter, und die Pegelstände fielen auf unter 3 m., Es wurden lediglich 60 Zwergtaucher gezählt.

Von Ende Februar bis Anfang März steigerte sich die Anzahl der gezählten Zwergtaucher von 85 auf 107 und fiel in den nächsten vierzehn Tagen wieder auf 84. Ein kurzzeitiger Aufenthalt von Zwergtauchern aus anderen Gebieten auf der Flucht vor einem dortigen Kälteeinbruch könnte eine mögliche Ursache für diese Populationsschwankungen dargestellt haben. Die Tagesminima bei den Temperaturen fielen nämlich von -5,2° C (Feb. II) auf -11,5° C (März I) und stiegen wieder auf -5,2° C (März II) an. Bei den Pegelständen, die in dieser Periode fast durchgehend rückläufig waren und erst Ende März wieder anstiegen, war kein ersichtlicher Grund für die Bestandsänderungen zu erkennen.

Winter 2013/14 (Tabelle A3 im Anhang)
Im Vergleich zu den vorangegangenen Wintern wies 2013/14 weitaus geringere Schwankungen der Zwergtaucherpopulation auf. Dies könnte sich vor allem durch den etwas milderen Winter erklären. Die durchschnittliche Tagestemperatur war in diesem Jahr mit 6,1° C um 2,3° C wärmer als im Vorjahr, und sie war auch im Vergleich aller Jahre hoch (Tabelle 2). Dem Winter 2013/14 fehlten große Frostperioden. Dadurch ist es kaum überraschend, dass die Temperaturschwankungen mit denen der Zwergtaucherpopulation nicht übereinstimmten: mal fiel die Temperatur und die Population stieg (Nov. I auf Nov. II), mal stieg die Temperatur und die Population fiel (Dez. II auf Jan. I oder März I auf März II).

Bei den Pegelständen ergab sich ein ähnliches Bild. Ein kräftiger Pegelanstieg von 181 cm auf 277 cm mit einem Maximum von 345 cm zwischen Okt. II und Nov. I ging einher mit einem Rückgang der Zwergtaucherpopulation um 18 Exemplare. Bei vergleichbaren Pegelstandschwankungen zwischen Dez. I und Dez. II veränderte sich die Anzahl der Zwergtaucher (Abb. 5) nicht. Zwischen Jan. II und Feb. I stieg der Pegel um durchschnittlich 28 cm und erreichte ein Maximum von 314 cm und die Zwergtaucherpopulation erhöhte sich um 22 Exemplare.
Ein Sturm mit Windgeschwindigkeiten von maximal 72 km/h am 7. Februar schien ebenfalls kaum Einfluss auf die Zwergtaucherbestände zu haben.

Abb. 5: Ins Brutkleid wechselnder Zwergtaucher in Rosport am 8. März 2014, mit erbeutetem Teichmolch *Lissotriton vulgaris* (Foto A. Konter).

Winter 2014/15 (Tabelle A4 im Anhang)
Die Zwergtaucherpopulation war anfangs recht stabil und stieg Ende November kräftig, von 110 auf 128 Exemplare; sie erreichte in der ersten Dezemberhälfte sogar 133 Exemplare. Bis dahin war das Wetter insgesamt eher mild, es gab kaum Minustemperaturen, und die Pegelstände waren jeweils nur leicht erhöht.

Mit den regenreichen Monaten Dezember und Januar änderte sich der Zwergtaucherbestand und fiel um insgesamt fast 50 Vögel auf nur noch 87 Exemplare. Nach der ersten Dezemberzählung setzte ab dem 7.12. starker Regen ein, der Sauerpegel erreichte noch am 14.12. ein Maximum von 369 cm und blieb danach bis Ende Januar bei Durchschnittswerten von 242 cm, 258 cm und 239 cm insgesamt hoch. Ab Ende Dezember fielen die Temperaturen, und es blieb bis Ende März recht kalt bei Tagesminima zwischen -8,3° C (Dez. II) und -2,8° C (März II). Die Zwergtaucherpopulation ging bis Anfang März weiter auf 78 Exemplare zurück. Sie erholte sich etwas in der zweiten Märzhälfte, als 98 Exemplare gezählt wurden. Dabei waren die Wasserstände mit Tagesmaxima unter 2 m fast normal.

Winter 2015/16 (Tabelle A5 im Anhang)
Nach hohen Beständen im Oktober fiel die Zwergtaucherpopulation Anfang November um 33 Exemplare, ohne dass aus den Wetterdaten (milde Temperaturen mit Tagesminima über 5° C) oder Pegelständen (Maxima unter 160 cm) ein Grund ersichtlich war. Bis Anfang Januar blieb die Anzahl der Vögel relativ konstant. Die Temperaturen fielen in diesem Zeitraum etwas ab und erreichten Tagesminima leicht unter dem Gefrierpunkt, der niedrigste Wert betrug -2,5° C. Die Pegelstände waren gleichzeitig nur mäßig erhöht, ihr Maximum lag bei 255 cm (2. Dezember).
Nach der ersten Januarzählung intensivierte sich das Wettergeschehen. Der Regen ließ die Pegel zwischen dem 10. und dem 13. Januar von 226 cm auf 324 cm steigen, dann fielen sie kurz leicht ab und erreichten am Ende des Monats wieder maximal 305 cm. Die Temperatur fiel im

Tagesminimum in der zweiten Januarhälfte auf -8,8° C, die Minima für Februar lagen etwas höher, sie blieben aber bis Ende März im Minus. Auch die Mittelwerte blieben bis Ende März niedrig. Diese Entwicklung könnte sowohl den Populationsrückgang der Zwergtaucher um 28 Exemplare zwischen beiden Januarzählungen als auch die vergleichbaren Werte der weiteren Zählungen (jeweils um die 80 Exemplare) des Jahres erklären.

Winter 2016/17 (Tabelle A6 im Anhang)
In diesem Winter war die Anfangspopulation der Zwergtaucher mit 75 Exemplaren niedrig und stieg bis Ende des Jahres leicht auf 96 Exemplare an, dies bei Tagesminima von -7,6° C bis -6° C von Nov. II bis Dez. II. Die durchschnittlichen Temperaturen blieben aber im positiven Bereich. Die Pegel der Sauer dürften die Bestände kaum beeinflusst haben, lagen die Maxima von Oktober bis Ende Januar doch immer unter 2 m, meist sogar unter 1,50 m.

Im Januar fiel die Temperatur weiter, sie erreichte Tagesminima im zweistelligen Minusbereich. Auch die Durchschnittstemperatur war negativ, wobei die Maximalwerte bei 1,8° C und 0° C lagen. Bei den Zwergtaucherzahlen gab es Anfang Januar ebenfalls einen Rückgang um 18 Exemplare. Ein schwerer Sturm mit Windstärken bis 100 km am 13. Januar 2017, also zwischen beiden Januarzählungen, schien keinen Einfluss auf die Zwergtaucherpopulation zu haben.

Die Temperaturen erholten sich im Februar leicht, es blieb aber bis Ende März weiter kalt. Die Pegelstände überschritten erst Anfang Februar das erste Mal in diesem Winter die Marke von 2 m und erreichten maximal 213 cm. Sie blieben anschließend bis Ende Februar unter 2 m. Zwischen der zweiten Februar- und ersten Märzzählung ereignete sich ein Sturm mit Windstärken bis 86 km/h. Auch kam es Anfang März zu Hochwasser mit einem maximalen Pegelstand von 305 cm, danach waren die Zwergtaucherbestände um 16 Exemplare auf 42 Vögel zurückgegangen. In der zweiten Märzhälfte erreichte die Zwergtaucherpopulation mit 38 Vögeln ihren tiefsten Stand, obwohl der Pegelstand der Sauer jetzt unter 2 m lag.

Allgemeine Feststellungen zu den Winterzählungen

Berücksichtigt man Schwankungen der Zwergtaucherpopulation ab etwa 20 Individuen und setzt diesen das Wettergeschehen gegenüber, so kommt man zu folgenden Feststellungen:

Bei 14 Rückgängen der Zwergtaucheranzahlen fielen auch fünf Mal die Temperaturen, sie stiegen aber sechs Mal und zeigten drei Mal keinen eindeutigen Trend.

- Bei den fünf Temperaturrückgängen erreichten diese jeweils deutliche Minuswerte in den Tagesminima (unter -5° C) und auch die Durchschnittswerte fielen auf unter null Grad. Nur einmal (Okt. II auf Nov. I 2013/14) blieben die Temperaturen insgesamt mild (Minimum -0,1° C, Mittel 7,3° C).
- Zwei der Temperaturanstiege folgten jeweils auf eine längere Periode mit starkem Frost; die Tagesminima verblieben dennoch bei -6° C beziehungsweise -2,4° C, auch wenn die Mittelwerte mit 4,7° beziehungsweise 6,4° C (Anstieg um 10,5° C beziehungsweise 6,6° C) wieder deutlich positiv wurden. Vier Mal erfolgten die Temperaturanstiege bei nur leicht negativen Tagesminima und bei insgesamt milden Temperaturen von durchschnittlich 5° C und mehr.
- Drei Mal gab es keinen eindeutigen Trend bei den Temperaturen, dabei war das Wetter einmal eher mild, einmal fiel das Tagesminimum von -1,3° C auf -8,3° C und einmal waren die Minima nur leicht negativ bei positiven Durchschnittstemperaturen um die 5° C.

Bei neun Anstiegen der Zwergtaucherbestände stiegen ebenfalls die Temperaturen vier Mal und fielen drei Mal.

- Ein Temperaturanstieg war sehr ausgeprägt, die Temperatur stieg vom Minus- kräftig in den Plusbereich. Die weiteren Temperaturänderungen waren moderat und führten zu Durchschnittswerten von 0° C bis 7,0 ° C.
- Bei den drei Temperaturrückgängen fiel das Tagesminimum zwei Mal um fast 3 Grad, einmal um 1,5 Grad. Die Mittelwerte waren mit 2,1° C bis 6,1° C relativ hoch.

- Die beiden verbleibenden Anstiege der Zwergtaucherpopulation fielen jeweils in Perioden mit ausgeprägtem Frost, in denen die Tagesminima deutlich im Minus lagen (-5,2° C und -11,5°C), die Durchschnittswerte lagen einmal um den Gefrierpunkt und einmal bei 2,9° C.

Bei 14 Rückgängen der Zwergtaucherbestände stiegen die Pegelstände der Sauer sieben Mal an, sie fielen zwei Mal und veränderten sich vier Mal nur unwesentlich.

- Die sieben Anstiege der Pegelstände führten fünf Mal zu maximalen Messungen von 340 cm bis 430 cm und zwei Mal zu Maxima von etwa 255 cm.
- Die beiden Rückgänge der Pegelstände betrafen jeweils Perioden mit nur moderat erhöhten Wasserständen und führten zu durchschnittlichen Werten von 150 cm und 182 cm.
- Vier Mal blieben die Pegelstände recht stabil bei Mittelwerten von 130 cm, 130 cm, 160 cm und 230 cm.
- Ein Populationsabfall fiel mit einem Anstieg der durchschnittlichen Pegelstände um 0,6 m auf 242 cm und einem Rückgang des maximalen Wertes von 369 cm auf 316 cm zusammen.

Bei neun Steigerungen der Zwergtaucherpopulation fiel der Wasserstandpegel sechs Mal, er stieg nur einmal und blieb zwei Mal unverändert.

- Die Rückgänge der Wasserstände fielen im Durchschnitt unterschiedlich stark aus und variierten zwischen 0,2 und 1,2 m. Sie führten aber in fünf Fällen zu Pegelständen unter 190 cm bei Maximalwerten von 176 cm bis 326 cm. Nur einmal blieb der Mittelwert bei 220 cm, gleichzeitig war der maximale Pegelstand von 451 cm auf 277 cm gefallen.
- Der Anstieg des Pegels führte zu einem durchschnittlichen Wasserstand von 245 cm (+30 cm) bei einem Maximum von 313 cm.
- In den beiden Fällen mit unverändertem Pegelstand schwankte dieser um 170 cm.

Diskussion

Die Entwicklung der Gesamtpopulation des Zwergtauchers an der Sauer und für Luxemburg in den untersuchten Wintern ist negativ. Dies belegen sowohl die zwei Mal im Monat durchgeführten Zählungen auf den Teilstrecken der Sauer als auch die Zahlen der Mitte-Januar Erhebungen der Wasservögel in Luxemburg. Allerdings ist bei letzterer zu beachten, dass es sich jeweils um eine einmalige Zählung pro Winter handelt; das zeitlich variable Zuggeschehen birgt in diesem Fall eine hohe Wahrscheinlichkeit, dass an einem bestimmten Datum der Zug der Zwergtaucher nicht jedes Jahr gleich weit fortgeschritten ist. Dennoch deuten die Trends der Mitte-Januar Erhebungen auf Populationsverschiebungen an der Sauer zu Ungunsten des unteren Laufs des Flusses hin. Mögliche Ursachen für die Umverteilung oder den Rückgang wurden nicht ergründet. Festgestellt wurde aber, dass der im Vergleich kalte Winter 2012/13 insgesamt niedrigere Zwergtaucherbestände aufwies. Inwiefern der globale Rückgang über die sechs Jahre mit der Entwicklung der lokalen Brutpopulation und deren Bruterfolg zusammenhängt, bleibt ungewiss, da entsprechende Daten fehlen. Allgemeine Einschätzungen über die Entwicklung der Zwergtaucherpopulation in anderen Ländern fallen nur teilweise in die Untersuchungsperiode. Der letzte deutsche Brutvogelatlas (Gedeon et al. 2014) stufte die Bestandssituation des Zwergtauchers sowohl langfristig als auch kurzfristig auf Basis der Daten von 1985 bis 2009 als stabil ein. Für Frankreich hielten Issa und Muller (2015) bis 2013 eine stabile Brutpopulation sowie eine starke Steigerung der Winterpopulation fest.

Die Bestandsentwicklung in den einzelnen Wintern hängt weitgehend vom Zug der Zwergtaucher ab, so Bandorf (1970), der den Zugverlauf der Art als vielschichtig und schwer deutbar einstufte. Er kann durch die wechselnden Wetterverhältnisse stark variieren, doch lassen sich jeden Winter zwei deutliche Zugwellen bei der Art erkennen. Die erste Welle führt in den Überwinterungsgebieten zu einem ersten Bestandsmaximum zwischen Ende September und Ende Oktober, spätestens Anfang November. Durch Kälteflucht wird danach eine zweite Welle ausgelöst, die ein neues Maximum zwischen November und Januar bewirkt. Der Heimzug beginnt in günstigen Jahren schon Anfang Februar, gewöhnlich erst Mitte Februar, zuerst langsam, und erreicht in Mitteleuropa seinen Höhepunkt Ende März.

Auf der Maas bei Jambes erschienen in den Wintern von 1975/76 bis 1982/83 die Wintergäste ab Ende September, ausnahmsweise dauerte der Zuzug bis in den November, doch normal setzte ein Rückgang der Population im Oktober ein. Ihm folgte ein Wiederanstieg zwischen November und Februar. Die erhobenen Zahlen waren insgesamt sehr variabel (Lamotte & Jacob 1983). Sie bestätigten aber Bandorfs Aussage der zwei Wellen. Auch die Aussagen Oelschlegels (1974) zum Zuggeschehen beim Zwergtaucher im thüringischen Gera bekräftigen Bandorfs Theorie: Nach dem eigentlichen Abzug der Vögel im September und Oktober verblieb ein Teil der Zwergtaucher länger im Gebiet und zog erst unmittelbar vor der Vereisung entweder auf nahe Flüsse oder weiter. Gilliéron (1974) stellte die Ankunft der Art in der Rhône-Ebene unterhalb des Genfer Sees ab August fest, die Mehrzahl der Zwergtaucher erreichte das Gebiet im September. Ein merklicher Zuzug fand im Oktober oder Anfang November in einer zweiten Welle statt, der Abzug setzte ab Ende Februar ein.

In zwei typischen Überwinterungsgebieten waren dagegen zwei Ankunftswellen nicht deutlich zu erkennen. Debout (1990) analysierte den Zwergtaucherbestand am Ärmelkanal in den Jahren 1980-1990. Dabei stellte er die Ankunft der Art ab Ende September bis Mitte Oktober fest, Anstiege der Population blieben bis in den Januar möglich, schienen aber nach und nach zu erfolgen. Der Rückzug der Vögel fand ab Januar oder Februar statt und wurde Ende März abgeschlossen. Leuzinger (1966) fand für ein Gebiet am Bodensee in den Jahren 1957 bis 1962 normal zwei Wintermaxima bei der Anzahl der präsenten Zwergtaucher; nach wesentlicher Zuwanderung im Oktober und November lag das erste im November, das zweite im März vor dem Heimzug. Der Winterbestand dazwischen war ebenfalls hoch.

Die zahlenmäßige Entwicklung der Zwergtaucher an der Sauer in den einzelnen Wintern bestätigt Bandorfs (1970) Aussage über die Variabilität des Zugverhaltens der Art, doch zwei Zugwellen sind aus den Daten für das Untersuchungsgebiet nicht erkennbar. Auch Bestandsveränderungen, wie sie für ein typisches Überwinterungsgebiet normal wären, lassen sich nicht erkennen. Es könnte sein, dass die hier benutzten Vergleichsstudien durch den Klimawandel bedingt schon veraltet sind, betreffen sie doch überwiegend den Zeitraum 1960-1970. Rezentere Studien waren aber leider nicht zu finden.

Vielleicht sollte man die Sauer nicht nur als Überwinterungsgebiet für die Zwergtaucher betrachten, sondern muss es eher als Durchzugs-, Ausharr- und Ausweichgebiet ansehen, in dem einige Vögel nur kurz durchziehen, in dem andere versuchen den Winter über auszuharren und nur bei Dauerfrost weiterziehen und zu dem noch andere ausweichen, wenn ihre Gewässer zufrieren. Der Einfluss des Wettergeschehens auf diese drei Gruppen dürfte sehr unterschiedlich ausfallen, so dass sich das jeweilige Zugverhalten für die Bestände auf der Sauer im Vergleich der einzelnen Winter unterschiedlich gegeneinander verschieben kann. Richtig ist wahrscheinlich die Feststellung, dass infolge von Temperaturabfall und einsetzendem Frost normal ein starker Populationsrückgang einsetzt, wie auch Carruette (1985) für das französische Département Somme feststellte. Seiner Ansicht nach treffen die schlechten Wetterbedingungen nicht alle Zwergtaucher gleich; als erste ziehen hier rastende Durchzügler ab. Ebenfalls kann man davon ausgehen, dass die Zwergtaucher, die auf einen milden Winter spekulieren und auf der Sauer ausharren, erst bei viel niedrigeren Temperaturen ihren Abzug beginnen als reine Durchzügler, so dass ihr Bestand trotz widriger Verhältnisse kurzfristig durch Zuzug aus zufrierenden Stehgewässern und von nördlicheren oder höher gelegenen Gebieten verstärkt wird.

Die Studie zeigt, dass es keine einheitliche Reaktion der Zwergtaucherpopulation auf einzelne Temperatur- oder Pegelstandänderungen gibt. Sie bestätigt Bandorf (1970), der erhebliche, durch Durchzügler verursachte lokale Schwankungen der Population in der kälteren Jahreszeit sieht, deren Ursachen vielschichtig und komplex sind. Die Studie liefert Hinweise dafür, dass tiefe Minustemperaturen und stark erhöhte Pegelstände der Sauer eher Abzüge begünstigen, während kurzzeitiger mäßiger Frost und Temperaturanstiege bis zu positiven Mittelwerten sowie niedrige Wasserstände eher für einen Populationszuwachs stehen.

Insgesamt kann man die lokalen Bestandsschwankungen der Zwergtaucher über die kalte Jahreszeit nicht allein an einzelnen lokalen Wettergeschehnissen festmachen. Ferner sind durch den Klimawandel hervorgerufene Verschiebungen des Zugverhaltens wahrscheinlich. Auch das Futterangebot an der Sauer muss nicht über Jahre hinaus konstant sein, es könnte ebenfalls Veränderungen im Zugverhalten der Zwergtaucher bewirken.

Bisher kaum erwähnt wurden die Auswirkungen der Wintermortalität auf die erhobenen Zahlen. Sie müssten im Verlauf der Monate zu einem natürlichen Rückgang der Population führen, der rechnerisch vom Zuggeschehen nicht getrennt werden kann. Die Sterberate selbst ist nicht konstant, viele Faktoren wirken auf sie ein. Hier sind erneut die Wetterbedingungen zu erwähnen. Aber auch die Alterszusammensetzung der Population wirkt sich auf die Mortalität aus. In einem harten Winter sind besonders junge, unerfahrene Zwergtaucher und altersschwache Vögel gefährdet.

Diese Studie brachte nur erste Erkenntnisse über die Winterpopulation der Zwergtaucher an der Sauer. Um deren Entwicklung und die Ursachen des Negativtrends wirklich zu verstehen, sind weitere Studien notwendig.

Danksagung
Ich bedanke mich herzlich bei den Herren Achim Wehnert und Daniel Göhlhausen für die freundliche Unterstützung, die sie mir durch die unbürokratische Zustellung der Wetterdaten und der Pegelstände der Sauer gewährten. Für die Mithilfe bei der Erhebung der Mitte-Januar Wasservogelbestände an der Sauer gilt mein besonderer Dank Jos. Conter, Michel Delleré, Béatrice Eiselt, Maria Konter, Gilbert Laroche, Carlo Poos und Marc Theis. Auch alle anderen ehrenamtlichen Helfer der COL, die an den Januarzählungen in Luxemburg (Beschreibung s. Biver 2013) teilgenommen haben, möchte ich in meinen Dank einschließen. Elisabeth Kirsch von der COL hat mir freundlicher Weise die Ergebnisse dieser Zählungen zur Verfügung gestellt.

Literatur

- Bandorf H. (1970): Der Zwergtaucher. Neue Brehm-Bücherei A. Ziemsen-Verlag, Wittenberg Lutherstadt.
- Biver G. (2013): Waterbird count - recensement hivernal des oiseaux d'eau 2009-2012. Regulus WB 28:43-58.
- Carruette P. (1985): Le Grèbe castagneux *Tachybaptus ruficollis* en vallées de la Poix, des Evoissons et de la Selle de juillet 1979 à janvier 1985. L'Avocette 9:51-71.
- Debout G. (1990): Hivernage du Grèbe castagneux (*Tachybaptus ruficollis*) en milieu littoral. Le Cormoran 8: 59-63.
- Gedeon K., C. Grüneberg, A. Mitschke & C. Sudfeldt (2014): Atlas Deutscher Brutvogelarten. Stiftung Vogelmonitoring Deutschland & Dachverband Deutscher Avifaunisten, Münster.
- Gilliéron G. (1974): Etude des Grèbes castagneux, *Podiceps ruficollis*, hivernant dans la basse-plaine du Rhône. Nos oiseaux 32: 207-230.
- Issa N.I. & Y. Muller (coord.) 2015: Atlas des oiseaux de France métropolitaine – Nidification et présence hivernale. Delachaux et Niestlé, Paris.
- Konter A. (2014): Recent developments of the breeding population of Little Grebes *Tachybaptus ruficollis* along the river Sauer and possible causes for the changes in population numbers. Regulus WB 29:1-13.
- Lamotte P. & J.-P. Jacob (1983): Evolution de l'hivernage du Grèbe castagneux (*Tachybaptus ruficollis*) à Jambes, Meuse namuroise. Aves 20:171-172.
- Leuzinger H. (1966): Einwirkungen des Polarwinters 1962/63 auf den Bestand des Zwergtauchers, *Podiceps ruficollis*, in der deutschen Schweiz und im Grenzgebiet am Untersee. Der Ornithologische Beobachter 63: 2-18.
- Oelschlegel H. 1974: Zwergtaucher – *Podiceps ruficollis* (Pallas). Berichte zur Avifauna des Bezirkes Gera, Loseblattsammlung 11-16.

Anhang

Erklärungen zu den Tabellen:
Anzahl ZT = Anzahl der gezählten Zwergtaucher,
Min. °C = minimale Tagestemperatur der Periode,
ȳ Min. °C = Durchschnitt der Tagesminima in der Periode,
ȳ Moy. °C = Durchschnitt der mittleren Tagestemperatur in der Periode,
ȳ Max. °C = Durchschnitt der maximalen Tagestemperatur in der Periode,
ȳ Pegel = durchschnittlicher Pegelstand der Sauer in Diekirch,
Max. Pegel = maximaler Pegelstand in der Periode,
Tot. l/m² = Gesamtregenmenge in l/m²,
Max. l/m²/Tag = maximale Regenmenge an einem Tag in der Periode in l/m²,
ȳ Max. km/h = Durchschnitt der maximalen Tageswindstärken in km/h,
Max. km/h = maximale Windgeschwindigkeit in km/h.

Tabelle A1: Zwergtaucher- und Wetterdaten, Pegelstände im Winter 2011/12.

2011/12	Okt. I	Okt. II	Nov. I	Nov. II	Dez. I	Dez. II	Jan. I	Jan. II	Feb. I	Feb. II	März I	März II
Anzahl ZT	189	178	163	171	172	106	95	143	121	94	130	129
Min. °C	0,2	-1,5	-0,9	-3,2	-3	-1,6	-4,5	-7,3	-17,1	-6,4	-3	-3
ȳ Min. °C	8,3	3,1	5,1	1,8	1,8	2,1	2,7	-0,7	-10,2	0,9	2,4	1,1
ȳ Moy.°C	13,1	8,2	8,3	4,4	5,0	4,4	5,3	2,1	-5,8	4,7	7,3	9,5
ȳ Max.°C	17,8	13,3	11,6	6,9	8,1	6,6	8,0	4,8	-1,5	8,6	12,2	17,8
ȳ Pegel	118,9	119,6	118,4	117,2	169,4	250,8	310,1	219,2	156,2	164,3	156,7	141,8
Max. Pegel	125	126	124	118	265	406	451	274	182	182	163	158
Tot. l/m²	11,1	11,8	3,0	0,8	107,8	60,5	57,8	24,6	4,2	4,5	8,4	6,7
Max. l/m²/Tag	7,4	5,6	1,4	0,6	29,2	34	23,4	6,5	1,8	2,4	4,4	6,4
ȳ Max. km/h	24,7	19,7	16,9	15,7	39,9	24,9	32,9	26,6	24,7	20,3	17,2	22,4
Max. km/h	46	45	26	41	65	69	78	62	46	46	52	42

Tabelle A2: Zwergtaucher- und Wetterdaten, Pegelstände im Winter 2012/13.

2012/13	Okt. I	Okt. II	Nov. I	Nov. II	Dez. I	Dez. II	Jan. I	Jan. II	Feb. I	Feb. II	März I	März II
Anzahl ZT	126	115	101	107	85	65	60	79	68	85	107	84
Min. °C	1,9	-5,2	1,2	-3,6	-9,5	-2,4	-8,1	-7,3	-9	-5,2	-11,5	-5,2
ȳ Min. °C	5,8	4,6	4,0	2,9	-3,0	4,5	0,5	-2,1	-2,3	-2,3	-2,2	-1,9
ȳ Moy. °C	10,2	9,2	6,4	5,6	-0,2	6,4	2,6	-0,1	0,1	0,2	2,9	1,8
ȳ Max. °C	14,5	13,8	8,9	8,3	2,5	8,4	4,7	1,9	2,6	2,6	8,0	5,6
ȳ Pegel	155,3	169,2	192,8	149,5	178,9	340,9	222,8	185,9	237,7	173,1	162,0	201,1
Max. Pegel	251	226	239	171	354	430	294	326	317	192	170	258
Tot. l/m²	67,1	10,3	44,3	8,1	49,5	75,1	15,6	21,4	25	7,1	15,3	23,7
Max. l/m²/Tag	15,6	4,7	12,2	4,6	17,8	20,4	7,6	6,9	8	5,5	11,2	10,6
ȳ Max. km/h	28,7	19,6	25,0	20,4	25,7	35,8	17,7	26,8	28,1	18,4	19,1	24,9
Max. km/h	62	45	56	67	46	63	32	66	46	38	35	51

Tabelle A3: Zwergtaucher- und Wetterdaten, Pegelstände im Winter 2013/14.

2013/14	Okt. I	Okt. II	Nov. I	Nov. II	Dez. I	Dez. II	Jan. I	Jan. II	Feb. I	Feb. II	März I	März II
Anzahl ZT	126	117	99	116	114	115	94	92	114	110	119	95
Min. °C	2,6	1,8	-0,5	-3,7	-3,7	-3,9	-1,2	-3,4	-2,1	-1,5	-2,9	-2,5
ȳ Min. °C	7,0	8,6	4,3	1,1	-0,3	2,1	2,9	0,1	1,0	0,6	-0,7	2,3
ȳ Moy. °C	10,8	12,3	7,3	3,3	2,2	4,7	5,5	2,8	4,2	5,0	6,8	8,8
ȳ Max. °C	14,6	15,9	10,2	5,6	4,7	7,2	8,2	5,6	7,2	9,3	14,4	15,3
ȳ Pegel	137,5	181,1	277,5	178,6	152,5	227,6	265,0	217,8	245,3	219,0	177,7	143,2
Max. Pegel	184	260	345	208	158	344	314	250	313	258	226	149,3
Tot. l/m²	45,7	53,9	63,2	6,7	3,9	50	39,5	26	61	17,8	1,8	5,3
Max. l/m²/Tag	20,1	19,2	13,2	2,6	2,2	18,8	10,3	6,6	12,3	4	1,1	4
ȳ Max. km/h	23,1	32,3	32,7	18,5	20,0	29,1	26,5	21,8	35,3	26,4	18,1	23,1
Max. km/h	36	72	52	31	67	49	46	51	72	45	32	53

Tabelle A4: Zwergtaucher- und Wetterdaten, Pegelstände im Winter 2014/15.

2014/15	Okt. I	Okt. II	Nov. I	Nov. II	Dez. I	Dez. II	Jan. I	Jan. II	Feb. I	Feb. II	März I	März II
Anzahl ZT	111	104	110	128	133	84	92	87	95	86	78	98
Min. °C	8	5,2	1	-0,5	-1,3	-8,3	-4,8	-5,1	-5,4	-3,2	-3,7	-2,8
ȳ Min. °C	10,5	8,3	4,9	3,8	1,5	1,5	0,9	-1,6	-1,7	-0,3	-1,1	2,2
ȳ Moy. °C	14,2	11,5	8,0	6,1	2,9	3,6	3,3	0,6	1,2	2,6	4,7	7,0
ȳ Max. °C	17,9	14,7	11,1	8,3	4,4	5,8	5,7	2,7	4,1	5,5	10,5	11,9
ȳ Pegel	157,9	164,7	177,1	160,7	187,4	242,3	258,4	239,3	195,4	222,0	201,1	155,1
Max. Pegel	223	203	253	176	369	316	318	350	226	277	268	196
Tot. l/m²	65	24,4	40,7	11,3	49,6	36,8	48,3	31	9,5	35,5	17,1	27,4
Max. l/m²/Tag	22,5	11,4	22,5	4,1	13,7	15,1	11,1	6,7	6,1	10,2	6,7	13,1
ȳ Max. km/h	19,9	21,4	17,9	13,2	24,3	30,5	37,8	21,4	21,1	22,2	26,6	32,3
Max. km/h	48	74	42	19	63	51	73	61	46	46	62	94

Tabelle A5: Zwergtaucher- und Wetterdaten, Pegelstände im Winter 2015/16.

2015/16	Okt. I	Okt. II	Nov. I	Nov. II	Dez. I	Dez. II	Jan. I	Jan. II	Feb. I	Feb. II	März I	März II
Anzahl ZT	158	150	117	107	91	102	108	80	82	75	85	91
Min. °C	1,4	2,6	3,3	-2,5	-1,1	-1,1	-2	-8,8	-1,2	-4,9	-5,2	-3
ȳ Min. °C	6,7	6,7	7,5	3,6	3,5	5,4	1,8	-1,2	2,9	-0,4	-1,3	3,5
ȳ Moy. °C	10,2	9,2	10,5	5,9	6,2	7,8	3,9	1,9	5,3	3,1	3,1	7,0
ȳ Max. °C	13,7	11,6	13,5	8,3	8,9	10,2	5,9	5,0	7,6	6,6	7,4	10,5
ȳ Pegel	133,5	133,5	123,6	143,4	204,4	185,7	237,9	228,9	298,9	249,5	194,4	162,0
Max. Pegel	145	160	126	188	255	201	324	305	381	309	242	185
Tot. l/m²	17,4	2,7	7	59,6	11,9	13,8	54,9	20,5	67	25,3	23,5	32,8
Max. l/m²/Tag	6	0,9	3,5	21,5	4	6,4	11,1	16,1	20,2	10,5	8,8	14,2
ȳ Max. km/h	20,5	12,4	26,1	43,0	24,5	26,5	35,2	29,3	45,2	34,3	35,5	33,0
Max. km/h	45	22	51	75	55	49	62	63	90	64	57	63

Tabelle A6: Zwergtaucher- und Wetterdaten, Pegelstände im Winter 2016/17.

2016/17	Okt. I	Okt. II	Nov. I	Nov. II	Dez. I	Dez. II	Jan. I	Jan. II	Feb. I	Feb. II	März I	März II
Anzahl ZT	75	76	83	72	87	89	71	73	58	58	42	38
Min. °C	1,2	3,3	-1,7	-7,6	-7,1	-6	-10,5	-12	-4,2	-2,8	-1,2	-0,8
ȳ Min. °C	5,6	5,6	1,7	3,8	-2,2	0,3	-2,8	-5,2	0,1	2,6	2,3	3,6
ȳ Moy. °C	9,5	9,2	4,2	6,2	0,9	2,2	-0,5	-2,6	3,2	5,6	7,5	9,8
ȳ Max. °C	13,4	12,9	6,7	8,7	4,0	4,2	1,8	0,0	6,2	8,7	12,7	16,0
ȳ Pegel	126,0	126,1	126,4	143,4	125,8	124,6	132,2	135,4	175,4	164,0	241,5	156,0
Max. Pegel	137	140	137	188	128	129	168	175	213	197	305	182
Tot. l/m²	21,1	22,5	24,7	39,6	0,5	6,8	28,8	9,4	22,1	22,1	33,8	6,1
Max. l/m²/Tag	18,3	12,4	7,2	14,9	0,2	5,8	9,5	7,6	8,5	8,3	9,4	4,6
ȳ Max. km/h	29,9	20,1	24,6	39,0	16,3	22,7	30,0	21,8	24,3	41,2	34,5	34,9
Max. km/h	45	45	52	79	31	51	100	36	54	86	71	54

Seltene Vogelarten in Luxemburg 2014-2017

Bericht der Luxemburger Homologationskommission

Patric Lorgé und die LHK
LHK, Kräizhaff, 5, route de Luxembourg, L-1899 Kockelscheuer

Zusammenfassung: Der vorliegende Bericht der Jahre 2014 bis 2017 umfasst 60 Arten mit 143 Meldungen, von denen 125 angenommen wurden. Erstnachweise gab es für den Gleitaar *Elanus caeruleus*, die Küstenseeschwalbe *Sterna paradisaea*, den Sprosser *Luscinia luscinia*, die Felsenschwalbe *Ptyonoprogne rupestris*, die Samtkopf-Grasmücke *Sylvia melanocephala*, und die Zwergammer *Emberiza pusilla*.
Erstaunlich ist der erste Brutnachweis des Gänsesägers *Mergus merganser* und die erfolgreiche Ansiedlung als Brutvogel der Flussseeschwalbe *Sterna hirundo*. Interessant sind weiterhin die jeweils zweiten, resp. dritten Nachweise des Eistauchers *Gavia immer*, des Thorshühnchens *Phalaropus fulicarius*, der Zwergohreule *Otus scops*, des Halsbandschnäppers *Ficedula albicollis* und des Buschrohrsängers *Acrocephalus dumetorum.* Seit über 60 Jahren gab es wieder einen Nachweis des Mauerläufers *Tichodroma muraria*. Die LHK befolgt die Anweisungen der Association of European Records and Rarities Committees - AERC (www.aerc.eu).

Summary: **Rare birds in Luxembourg 2014- 2017**
This report contains 143 records of 60 species. 125 records were accepted by the Luxembourg's Rarities Committee LHK. First observations were obtained for Black-shouldered Kite *Elanus caeruleus,* Arctic Tern *Sterna paradisaea,* Trush Nightingale *Luscinia luscinia,* European Crag Martin *Ptyonoprogne rupestris*, Sardinian Warbler *Sylvia melanocephala* and Little Bunting *Emberiza pusilla.*
More of a surprise was the first confirmed breeding for Goosander *Mergus merganser*, while the Common Tern *Sterna hirundo* established as a regular breeding bird in Luxembourg. Noteworthy are the second, resp. third observations of Great Northern Diver *Gavia immer,* Grey Phalarope *Phalaropus fulicarius,* Blyths Reed Warbler *Acrocephalus dumetorum* and Collared Flycatcher *Ficedula albicollis*, while the Wallcreeper *Tichodroma muraria* was first recorded for 60 years. The LHK follows the recommendations of the Association of European Records and Rarities Committees - AERC (www.aerc.eu).

Résumé: **Les oiseaux rares au Grand-Duché de Luxembourg de 2014 à 2017**
Dans le rapport de la commission d'homologation luxembourgeoise - LHK pour les années 2014 à 2017 figurent 143 observations concernant 60 espèces, dont 125 ont été acceptées. Les plus intéressantes sont les premières observations de l'Elanion blanc *Elanus caeruleus*, de la Sterne arctique *Sterna paradisea*, de l'Hirondelle des rochers *Ptyonoprogne rupestris*, du Rossignol progné *Luscinia luscinia,* de la Fauvette mélanocéphale *Sylvia melanocephala* et du Bruant nain *Emberiza pusilla*.
Plutôt inattendue était la première nidification du Harle bièvre *Mergus merganser*, tandis que la Sterne pierregarin *Sterna hirundo* s'est bien installée comme oiseau nicheur. Notons aussi les deuxièmes, resp. troisièmes mentions du Plongeon imbrin *Gavia immer,* du Phalarope à bec large *Phalaropus fulicarius*, de la Rousserolle des buissons *Acrocephalus dumetorum* et du Gobemouche à collier *Ficedula albicollis*. Une observation du Tichodrome échelette *Tichodroma muraria* est la première depuis plus de 60 ans. La LHK suit les recommandations de l'Association of European Records and Rarities Committees - AERC (www.aerc.eu)

Dies ist mittlerweile der neunte Bericht der Luxemburger Homologationskommission - LHK. Er folgt den Berichten von Conzemius (1993, 1995a, 1995b, 1998) und Lorgé (2004, 2008, 2011, 2015) und umfasst die Jahre 2014 bis 2017. In diesem Zeitraum wurden 143 Meldungen behandelt, die 60 Arten betrafen. 125 davon wurden angenommen. Einzelne Vögel wurden als mögliche oder sichere Gefangenschaftsflüchtlinge eingestuft.

Die Nachweise wurden bearbeitet von Gilles Biver, Tom Conzemius, Patric Lorgé, Guy Mirgain und Ed Melchior. Ab dem 01.01.2018 setzt sich die LHK wie folgt zusammen: Gilles Biver, Tom Conzemius, Patric Lorgé, Ed Melchior und Guy Mirgain. Das Sekretariat wird von Patric Lorgé geführt und befindet sich im *Haus vun der Natur* in Kockelscheuer. Die LHK befolgt die Anweisungen der *Association of European Records and Rarities* Committees - AERC, deren Richtlinien im Internet unter www.aerc.eu nachzulesen sind (LHK 1992).

Viele der hier aufgeführten Nachweise von seltenen Arten stammen aus der Beringungsstation *Schlammwiss* bei Uebersyren, wo die Vögel gefangen und beringt wurden: stellvertretend für alle ehrenamtlichen Beobachter gilt den Beringern hiermit ein besonderer Dank.

Hervorzuheben sind die **Erstnachweise** von folgenden Arten: Gleitaar *Elanus caeruleus*, Küstenseeschwalbe *Sterna paradisaea*, Felsenschwalbe *Ptyonoprogne rupestris*, Sprosser *Luscinia luscinia*, Samtkopf-Grasmücke *Sylvia melanocephala* und Zwergammer *Emberiza pusilla*.

Wegen seiner mittlerweile großen Seltenheit wird das **Haselhuhn** (*Tetrastes bonasia*) ab 2018 homologationspflichtig.

Neue Brutvogelarten

Gänzlich unerwartet kam der erste Brutnachweis des Gänsesägers *Mergus merganser*: da dieser auf dem Grenzfluss Sauer erfolgte, zählt er sowohl für Luxemburg als auch für das angrenzende Rheinland-Pfalz und findet Eintrag in den europäischen Brutvogelatlas.
Vom Durchzügler zum Brutvogel wurde die Flussseeschwalbe *Sterna hirundo*, welche die für sie eingerichteten Brutflöße im *Haff Réimech* gerne annahm und von dort aus anschließend das saarländische Baggerweihergebiet Nennig besiedelte.

Die nun folgende vollständige Aufstellung aller im Bearbeitungszeitraum eingegangenen Meldungen befolgt bei der Artenliste die Systematik und Taxonomie des Kompendiums der Vögel Mitteleuropas (Bauer et al. 2012). Eine nach den Kriterien der AERC und des Kompendiums überarbeitete Artenliste der Vögel Luxemburgs (Stand Dezember 2013) kann im Internet unter www.naturemwelt.lu heruntergeladen oder bei der Centrale Ornithologique angefordert werden.

Der Bericht ist folgendermaßen aufgebaut:
Nach dem deutschen und wissenschaftlichen Namen der Art wird in Klammern die Zahl der Nachweise, und, durch Schrägstrich getrennt, die Zahl der Individuen, jeweils von 1800-1949, von 1950-2013 sowie aus der Berichtsperiode (2014 - 2017) angegeben. Bei unregelmäßigen Gastvögeln wird die Zahl von vor 1950 nicht angegeben (G), da keine Revision dieser Arten erfolgte.
Hinter dem Beobachtungsdatum findet man die Anzahl der Individuen. Alter und Geschlecht werden angegeben falls bekannt. Hinter der Ortsbezeichnung ist in Klammern der Beleg angegeben (z. B. Foto), resp. eine Angabe, ob es sich um einen Fängling, einen aufgegriffenen Vogel oder einen Totfund handelt. Der oder die Beobachter werden nur bei anerkannten Nachweisen genannt.

Folgende **Abkürzungen** wurden verwendet: n.m. für nicht meldepflichtig; Ind. für Individuum; Bp für Brutpaar; M für Männchen; W für Weibchen; ad. für adult; juv. für juvenil; immat. für immatur/unausgefärbt; dj. für diesjährig; KJ für Kalenderjahr; JK für Jugendkleid; PK für Prachtkleid; SK für Schlichtkleid; 1.WK für 1. Winterkleid usw.; 1.SK für 1. Sommerkleid usw.; N für Norden; S für Süden; SW für Südwest; **BwR** für Baggerweihergebiet Remerschen / Haff Réimech.

Anerkannte Nachweise

Zwergschwan *Cygnus columbianus* (1 - 2/4 - 2/5) **A**
09.03.2015 – 4 ad. Ind. rasten auf dem Stausee Esch/Sûre bei Boevange (Foto) (P. Karger),
22.12.2017 – 1 ad. Ind rastet kurz im BwR (Foto) (P. Lorgé).
Der vierte und fünfte Nachweis Luxemburgs und der erste aus dem BwR.

Trauerente *Melanitta nigra* (G - 11/20 - 1) **A**
03-04.12.2016 – 1 Ind. auf der Sauer bei Bettendorf (Foto) (R. Streicher, S. Heyne et al.).

Gänsesäger *Mergus merganser* (n.m., erster Brutnachweis) **A**
10.05.2013 – 1 ad. W mit 7 pulli. auf der Sauer bei Rosport (Foto) (P. Brixius).

Mittelsäger *Mergus serrator* (G - 11/18 - 4/13) **A**
07.04.2014 – 1 M 1 W im BwR (Foto) (R. Felten, R. Gloden),
20.11.2015 – 1 M im BwR (Foto) (R. Gloden, P. Lorgé, I. Zwick),
01.12.2015 – 1 W im BwR (R. Gloden, R. Schubert),
17.05.2017 – 9 M rasten kurz im BwR (Foto) (I. Zwick).

Rothalstaucher *Podiceps grisegena* (G - 20 - 1) **A**
07.05.2014 – 1 Ind. im PK im BwR (Foto) (P. Lorgé, I. Zwick).

Schwarzhalstaucher *Podiceps nigricollis* (G - 12/26 - 1/2) **A**
02-03.06.2015 – 2 ad. im PK im BwR rastend (P. Lorgé, R. Gloden, I. Zwick).

Sterntaucher *Gavia stellata* (G - 7/8 - 2) **A**
06.10.2014 – 1 dj. Ind. wird auf regennasser Straße bei Niederpallen gefunden und auf einem Weiher ausgesetzt,
23.11.2014 - 1 Ind. auf der Sauer bei Steinheim (A. Konter).

Eistaucher *Gavia immer* (0 - 1 - 1) **A**
13-14.12.2017 – 1 Ind. rastet im BwR (Foto) (P. Lorgé, I. Zwick, R. Gloden)
Der 2. Nachweis des auf Island und in Nordamerika beheimateten Eistauchers. Nach schwerem Schneegestöber wurde der Eistaucher auf dem größten Weiher des BwR beobachtet. Tags drauf zog er früh morgens über das Saarland nach Norden ab und ließ einige Beobachter im Regen stehen.

Löffler *Platalea leucorodia* (1 - 3/9 - 2) **A**
24.-25.05.2014 – 1 Ind. an der Sauer bei Steinheim (Flussrenaturierung) beobachtet (Foto) (M. Schweitzer, F. Theves),
15.08.2016 – 1 dj. Ind. bei Rodenbourg rastend (Foto) (www.ornitho.lu).

Nachtreiher *Nycticorax nycticorax* (G - 13/15 - 11/12) **A**
26.04.2014 – 1 Ind. im Schutzgebiet „Schlammwiss“ bei Uebersyren beobachtet (J-P. Schmitz),
25.05.2014 – 1 immat. Ind. im BwR (S. Kiepsch),
10.06.2014 – 1 Ind. im BwR beobachtet (R. Felten, R. Schubert),
28.04.2016 – 1 immat. Ind. bei Syren beobachtet (C. Kraus, M. Kraus),
06.-11.05.2016 – 1 ad. Ind. im BwR beobachtet (Foto) (R. Felten, R. Gloden, P. Lorgé, I. Zwick),
13.07.2016 – 1 dj. Ind. im BwR (P. Lorgé, I. Zwick),
05.08.2016 – 1 dj. Ind. an einem Weiher bei Colpach-Bas rastend (C. Weynandt, J. Weiss),
22.08.2016 – 1 Ind. im BwR (R. Gloden),
01.07.2017 – 1 Ind. im 2 KJ im BwR (R. Felten),
18.07. – 05.08.2017 – 2 dj. Ind. an der Sauer bei Steinheim (Flussrenaturierung) beobachtet (Fotos) (A. Konter, S. Heyne et al.),
10.08.2017 – 1 dj. Ind. bei Lasauvage rastend (Foto) (G. Burger).

Gleitaar *Elanus caeruleus* (0 - 2) **A**
04.10-2016 – 1 Ind. jagt bei Saeul (Fotos) (N. Paler, J. Weiss, L. Burton),
16.10.2016 – 1 Ind. zieht bei Saeul nach SW (Fotos) (I. Zwick, N. Paler, J. Weiss, L. Burton),
13.11.2017 – 1 Ind. zieht bei Saeul nach SW (Fotos) (L. Aschmann, N. Paler),
Die LHK wertete die beiden Beobachtungen aus dem Jahr 2016 als ein Nachweis, da das Ind. bei der Erstbeobachtung am 4.10. etwa eine Stunde jagend beobachtet wurde und nicht weiterziehend beobachtet wurde. Dies tat es dann aber am 16.10. Umso erstaunlicher wiederum eine Beobachtung an derselben Stelle im darauffolgenden Jahr.

Gänsegeier *Gyps fulvus* (0 - 2 - 2/4) **A**
10.07-2014 – 1 Ind. zieht über Schifflange nach S (Foto) (I. Zwick, G. Mirgain),
03.06.2015 – 3 Ind. bei Koedange rastend (M. Schweitzer).

Steppenweihe *Circus macrouros* (1 - 6 - 1) **A**
25-30.10.2016 – 1 dj. Ind. wird mehrere Tage an einem Schlafplatz von Kornweihen (*Circus cyaneus*) zwischen Moinet (Belgien) und Hinterhassel (Lux.) festgestellt und mehrmals beim Jagen in Luxemburg beobachtet (Fotos) (B. Molitor, P. Lorgé, I. Zwick et al.).

Raufußbussard *Buteo lagopus* (G - ab 1985 73/83 - 4) **A**
22.01.- 6.03.2014 – 1 Ind. im 1.WK bei Greisch überwinternd (Foto) (B. Olivier, N. Paler et al.),
26.12.2015- 03.02.2016 – 1 ad. W überwintert im Raum Troine-Route - Hinterhasselt (Foto) (C. Meester, P. Lorgé, I. Zwick),
20.11.2016-03.03.2017 – 1 ad. M überwintert im Raum Wincrange – Allerborn (Fotos) (C. Meester, P. Lorgé, I. Zwick et al.),
14.11.2017 – 1 Ind. zieht bei Saeul nach SW (N. Paler, J. Weiss, L. Burton, C. Schaul).

Rotfußfalke *Falco vespertinus* (1 - 2 - 7) **A**
26.09.2014 - 1 ad. M zieht bei Saeul nach SW (Fotos) (N. Paler, L. Aschmann, L. Burton),
14.10.2014 – 1 dj. Ind. bei Mondercange (Ed. Melchior),
27.10.2014 – 1 w-farbenes Ind. zieht bei Saeul nach SW (Fotos) (N. Paler, L. Burton, P. Karger),
18-19.09.2015 – 1 dj. Ind. bei Mondercange (Foto) (J.-M. Haas, P. Jungers, P. Lorgé, I. Zwick, Ed. Melchior),
12-19.05.2016 – 1 M im 2. KJ bei Vichten beobachtet (Fotos) (C. Dording, P. Karger),
06-08.09.2016 – 1 dj. Ind. hält sich 2 Tage bei Saeul auf (Fotos) (P. Lorgé, N. Paler, I. Zwick, J. Weiss, L. Burton et al),
18.09.2017 – 1 dj. Ind. bei Hoffelt „Lerresmuehle“ beobachtet (Foto) (M. Bastian).

Kleines Sumpfhuhn *Porzana parva* (3 - 6 - 4) **A**
05.05.2014 – 1 ad. W im BwR (Fotos) (A. Trinkwell),
04.09.2014 – 1 ad. W bei Uebersyren zur Beringung gefangen (Fotos) (J.-P. Schmitz, C. Klein, P. Lorgé, I. Zwick),
07.05.2015 – 1 Ind. im BwR beobachtet (C. Braunberger),
25.10.2016 – 1 weibchenfarbenes Ind. im BwR (Fotos) (P. Lorgé, I. Zwick, R. Felten).

Austernfischer *Haemantopus ostralegus* (2 - 2 - 1) **A**
18.05.2017 - 1 Ind. bei Bettendorf auf Staumauer der Sauer rastend (R. Streicher).
Der letzte Nachweis stammt aus dem Jahr 1980!

Mornellregenpfeifer *Charadrius morinellus* (2 - 8/16 - 15/52) **A**
24.08.2014 – 3 Ind. (davon 1 juv.) bei Bourscheid rastend (Foto) (J. Weiss),
25.08.2014 – 2 Ind. bei Wincrange durchziehend (A. Kayser),
27.08.2014 – 7 Ind. bei Bourscheid rastend (N. Paler, J. Weiss),
05.09.2014 – 1 Ind. bei Saeul durchziehend (P. Lorgé, N. Paler),
16.09.2014 – 1 Ind. bei Saeul durchziehend (N. Paler, C. Dording, M. Cordella),
24-27.08.2015 – 11 ad. bei Bourscheid rastend (Foto) (M. Schorr, C. Dording, R. Gloden et al.),
01.09.2015 – 1 Ind. bei Saeul durchziehend (N. Paler),

09.09.2015 – 1 Ind. bei Bourscheid rastend (M. Schorr),
22.08.2016 – 2 ad. bei Bourscheid rastend (P. Lorgé, I. Zwick),
21.08.2017 – 6 Ind. (3 ad. + 3 dj.) bei Bourscheid rastend (P. Lorgé, I. Zwick),
03.09.2017 – 4 Ind. (2 ad. + 2 dj.) bei Bourscheid rastend (J. Weiss),
05.09.2017 – 7 Ind. bei Bourscheid rastend (J. Weiss),
08.09.2017 – 4 Ind. bei Bourscheid rastend (C. Dording),
11.09.2017 – 1 Ind. im 1. KJ. bei Bourscheid rastend (P. Lorgé, I. Zwick),
17.09.2017 – 1 Ind. bei Wincrange durchziehend (A. Kayser).
Mornellregenpfeifer rasten mittlerweile alljährlich bei Bourscheid: auf dieser Hochfläche werden Getreide und Kartoffeln angebaut und die abgeernteten Felder dieser strukturarmen Fläche bieten den Mornellregenpfeifern ideale Rastflächen.

Pfuhlschnepfe *Limosa lapponica* (G - 5/11 - 1) **A**
05.09.2016 – 1 Ind. bei Saeul duchziehend (P. Lorgé, L. Aschmann, N. Paler, I. Zwick).
Der erste Nachweis seit 2003.

Abb. 1: Thorshühnchen (*Phalaropus fulicarius*) am 10.06.2016 in Differdange (Foto J. Braquet).

Abb. 2: Thorshühnchen (*Phalaropus fulicarius*) am 26.10.2017 in Remerschen (Foto P. Lorgé).

Thorshühnchen *Phalaropus fulicarius* (0 - 1 - 2) **A**
10.06.2016 – 1 ad. W im Pk rastet auf einem kleinen Weiher bei Differdange (Foto) (J. Braquet) (Abb. 1),

26-27.10.2017 – 1 dj. Ind. rastet im BwR (Fotos) (R. Schubert, P. Lorgé, I. Zwick et al) (Abb. 2). Der Erstnachweis dieses oft wenig scheuen Brutvogels arktischer Tundren geht auf das Jahr 1972 zurück. Ein Traum eines wohl jeden Birders ist es, ein Weibchen im Brutkleid aus nächster Nähe bestaunen zu können. Das diesjährige Ind. im BwR entsprach eher den klassischen mitteleuropäischen Beobachtungen.

Temminckstrandläufer *Calidris temminckii* (G - 23/42 - 2) **A**
27.05.2015 – 1 Ind. im BwR rastend (Foto) (I. Zwick, R. Gloden),
18.05.2016 – 1 ad. bei Uebersyren gefangen und beringt (Foto) (J-P. Schmitz, I. Zwick et al.).

Silbermöwe *Larus argentatus* (G - 29/36 - 2) **A**
02.04.2015 – 1 Ind. im 1. WK auf Landebahn Findel rastend (Foto) (L. Willems),
09.02.2017 – 1 Ind. im BwR (Foto) (P. Lorgé).
Mittlerweile ist die Silbermöwe weitaus seltener in Luxemburg zu beobachten als die Mittelmeer- oder die Steppenmöwe. Meldungen sollten gut belegt sein.
* nur Beobachtungen außerhalb des Moseltals sind seit 1.01.2008 meldepflichtig.

Steppenmöwe *Larus cachinnans* (0 - 29/36 - 19) **A**
09.02.2015 – 1 Ind. im 2. KJ. bei Useldange rastend (Foto) (N. Paler).
Aus dem Moseltal stammen aus dieser Berichtsperiode weitere 18 Beobachtungen.
* nur Beobachtungen außerhalb des Moseltals sind seit 1.01.2008 meldepflichtig.

Mittelmeermöwe *Larus michahellis* (G - 15/15 - 16) **A**
23.09.2014 – 1 Ind. im 2. KJ. bei Saeul durchziehend (Fotos) (N. Paler, L. Burton).
Aus dem Moseltal stammen aus dieser Berichtsperiode weitere 15 Beobachtungen.
* nur Beobachtungen außerhalb des Moseltals sind ab 1.01.2008 meldepflichtig.

Heringsmöwe *Larus fuscus* (G - 16/50 - *) **A**
07.04.2014 – 2 ad. ziehen bei Flaxweiler nach N (Foto) (P. Lorgé, I. Zwick),
29.04.2014 – 1 ad. rastet kurz im BwR (R. Schubert),
18.09.2014 – 1 Ind. zieht bei Saeul nach SW (N. Paler, J. Weiss),
20.09.2015 – 2 Ind. ziehen bei Saeul nach SW (L. Burton, L. Aschmann),
20.09.2016 – 8 Ind. ziehen bei Saeul nach SW (Foto) (N. Paler, C. Dording),
20.03.2017 – 1 Ind. zieht bei Walferdange nach N (Foto) (J. Weiss).
* nur Beobachtungen außerhalb des Moseltals sind seit 1.01.2008 meldepflichtig.

Raubseeschwalbe *Hydroprogne caspia* (0 - 3/4 - 1) **A**
26.04.2016 – 1 ad. rastet im Baggerweihergebiete Nennig (Saarland) und wird jagend auch über der Mosel bei Remich beobachtet (Fotos) (R. Klein).

Brandseeschwalbe *Sterna sandvicensis* (0 - 2/4 - 1/4) **A**
05.06.2014 – 4 ad. rasten kurz im BwR und auf der Mosel bei Remich und im Baggerweihergebiete Nennig (Saarland) (Fotos) (R. Klein, R. Schubert, R. Felten).

Küstenseeschwalbe *Sterna paradisaea* (0 - 1) **A**
11.05.2015 – 1 ad. im BwR (Foto) (P. Lorgé).
Ein längst überfälliger Erstnachweis dieser in Mitteleuropa regelmäßig, wenn auch selten nachgewiesenen arktischen Brutvogelart, welche auf ihrer Migration meist nur kurz zur Nahrungsaufnahme an Gewässern rastet.

Flussseeschwalbe *Sterna hirundo* (n.m., 1. Brutnachweis) **A**
21.05.2014 – 1 Bp zieht im BwR erfolgreich 3 Jungvögel groß (Foto)(R. Gloden, P. Lorgé).

Zwergohreule *Otus scops* (1/2 - 0 - 1) **A**
26.05. – 17.06.2017 – 1 Ind. singt nächtelang bei Grosbous (P. Lorgé, I. Zwick).
Anwohner machten die COL auf ein stundenlang ertönendes Geräusch aufmerksam, welches sie seit mindestens dem 20.05. hörten; am 26.05.2017 konnte der Rufer als Eule bestätigt und die Geburtshelferkröte (*Alytes obstetricans*) ausgeschlossen werden.
Der bisher einzige Nachweis dieser mediterranen Eulenart erfolgte um das Jahr 1900 bei Schengen. In den letzten Jahren erscheinen Zwergohreulen regelmäßig in Mitteleuropa, wobei es regelmäßig zu Bruten weit nördlich des eigentlichen Brutareals kommt (Gedeon et al. 2014).

Ohrenlerche *Eremophila alpestris* (0 - 3/48 - 1) **A**
06.01.-02.02.2015 – 1 ad. bei Oberwampach (Foto) (N. Paler, I. Zwick, P. Lorgé et al.).
Nach einem starken Kälteeinbruch mit Schneelage wurde diese Ohrenlerche in Gesellschaft einer Schneeammer (*Plectrophenax nivalis*) beobachtet und erfreute zahlreiche luxemburgische und belgische Beobachter.

Felsenschwalbe *Ptyonoprogne rupestris* (0 – 1) **A0**
16.04.2016 – 1 Ind. bei Uebersyren mit Rauchschwalben durchziehend (J. Dunlop).
Ein erstaunlicher Erstnachweis dieses außerhalb Gebirgsregionen sehr selten erscheinenden Vogels. Dieser Nachweis ist gut dokumentiert, allerdings ohne Foto oder Zweitbeobachter und wird deshalb in die Kategorie A0 gestellt.

Seidensänger *Cettia cetti* (0 - 1 - 1) **A**
14.05.2014 – 1 ad. bei Uebersyren gefangen und beringt (Fotos) (J.-P. Schmitz, C. Brodin, D. Lutgen et al.).
Am 04.05.2012 wurde der Seidensänger erstmals in Luxemburg festgestellt; ein Altvogel wurde bei Uebersyren beringt. Kurz darauf, am 23.06.2012, wurde ein weiterer Altvogel dort beringt, welcher am 07.07. einen deutlichen Brutfleck aufwies; ein W also. Dieses W wurde bis zum 24.12.2012 mehrere Male kontrolliert. Eine Brut konnte nicht belegt werden. Erstaunlicherweise wurde dieses W am 14.05.2014 erneut dort kontrolliert. Es bleibt also bei zwei Nachweisen des Seidensängers in Luxemburg.

Gelbbrauen-Laubsänger *Phylloscopus inornatus* (0 - 8 - 1) **A**
01.10.2017 – 1 Ind. bei Uebersyren beringt (Fotos) (J-P. Schmitz et al.).
Der neunte Nachweis dieses „Sibe“ (Fachausdruck englischsprachiger Twitcher für seltene sibirische Laubsänger), der erste und langersehnte in der Beringungsstation „Schlammwiss“.

Buschrohrsänger *Acrocephalus dumetorum* (0 - 1 - 1) **A**
27.06.-09.07.2015 – 1 ad. singt ausgiebig bei Uebersyren, später gefangen und beringt (Fotos) (J.-P. Schmitz, C. Brodin, D. Lutgen, G. Mirgain, P. Lorgé et al.) (Abb. 5).
Dieser Buschrohrsänger verhielt sich vorbildlich: lange und ausgiebig singend und dabei frei sitzend, gab er vielen Beobachtern die Möglichkeit sich mit dieser nordosteuropäischen Seltenheit vertraut zu machen.

Abb. 5: Handschwingen des im Juni 2015 in Uebersyren beringten Buschrohrsängers (*Acrocephalus dumetorum*) (Foto P. Lorgé).

Samtkopf-Grasmücke *Sylvia melanocephala* (0 - 1) **A**
03.1.2015 – 1 Ind. bei Uebersyren gefangen und beringt (Foto) (J.-P. Schmitz, F. Kinnen, P. Lorgé, I. Zwick et al.) (Abb. 6).
Sehr häufig in Südeuropa, sehr selten nördlich ihres Verbreitungsgebietes. Die Beringung einer Samtkopf-Grasmücke war sicherlich eines der Highlights für Raritäten-Sammler in Luxemburg aus dieser Berichtsperiode.

Abb. 6: Samtkopf-Grasmücke (*Sylvia melanocephala*), 3.10.2015, Uebersyren (Foto P. Lorgé).

Mauerläufer *Tichodroma muraria* (2/3 - 1/2 - 1) **A**
20.12.2015 – 9.01.2016 – 1 Ind. in einem Steinbruch bei Brouch (Mersch) (L. Burton, G. Biver, P. Lorgé, Ed. Melchior, I. Zwick) (Abb. 3).
Dieser hochalpine Brutvogel erscheint im Winterhalbjahr selten, aber regelmäßig im mitteleuropäischen Flachland und sucht dort Felsmassive oder Gebäude auf. Der letzte Nachweis aus Luxemburg stammte aus dem Jahr 1953.

Abb. 3: Mauerläufer (*Tichodroma muraria*) am 20.12.2018 in Brouch (Foto L. Burton).

Halsbandschnäpper *Ficedula albicollis* (2 - 0 - 2) **A**

02.-30.05.2014 – 1 ad. M singt in einem Wald bei Kapenacker (Fotos) (G. Biver, I. Zwick, P. Lorgé),

10.-22.05.2015 – 1 ad. M singt in einem Wald bei Kapenacker (P. Lorgé, I. Zwick, J-P. Schmitz et al.).

18.04.2016 – 1 ad. W bei Waldbredimus in einem Bongert beobachtet (Fotos) (R. Klein),

15.-27.05.2016 - 1 ad. M singt in einem Wald bei Kapenacker (P. Lorgé, I. Zwick).

Der Halsbandschnäpper ist in Lothringen mit ca. 140 Revieren im Jahr 2009 (Issa & François 2015) recht gut in alten Eichenbeständen vertreten; er schien Luxemburg bisher zu meiden. Ziemlich überraschend konnte dieses Männchen (wohl beide Male dasselbe?) in einem Waldgebiet bei Kapenacker festgestellt werden, wo es über mehrere Jahre ein Revier besetzte. Ein Brutnachweis steht noch aus.

Sprosser *Luscinia luscinia* (0 - 2) **A**

22.08.2015 – 1 ad. bei Schifflange gefangen und beringt (Foto) (J. Diederich, G. Mirgain, P. Lorgé, I. Zwick et al.) (Abb. 4),

22.08.2016 – 1 ad. bei Uebersyren gefangen und beringt (Foto) (J. Dunlop, C. Brodin, J.-P. Schmitz, C. Klein).

Ein längst überfälliger Erstnachweis. Erstaunlich, dass beide Vögel am 22. August gefangen wurden.

Abb. 4: Sprosser (*Luscinia luscinia*), am 22.08.2015 in Schifflange beringt (Foto P. Lorgé).

Schneeammer *Calcarius nivalis* (G - 1/3 - 1) **A**
06.-11.01.2015 – 1 Ind. zwischen Oberwampach und Longvilly (B) beobachtet (N. Paler, I. Zwick, P. Lorgé et al.).
Die Schneeammer wurde nach einem Kälteeinbruch mit anhaltender Schneelage an einem schneefreien landwirtschaftlichen Weg, zusammen mit einer Ohrenlerche (*Eremophila alpestris*) beobachtet. Die Zeichnung der Schwungfedern (wenig weiß) deutet auf die Unterart *insulae*, welche in Island vorkommt.

Zaunammer *Emberiza cirlus* (G - 20/22 - 1) **A**
15.06.2013 – 1 M bei Kayl beobachtet (L. Konsbruck).
Die Zaunammer ist eine wärmeliebende Art, die dabei ist, sich weiter nach Norden auszubreiten. Beobachter sollten sich in den Ferien im Mittelmeerraum mit ihrem Gesang vertraut machen, denn sicherlich werden sich Nachweise in den kommenden Jahren häufen. Leider konnten zwei weitere Nachweise nicht als gesichert anerkannt werden.

Zippammer *Emberiza cia* (G - 13/17 - 2) **A**
09.03.2016 – 1 M bei Luxemburg-Strassen beobachtet (O. Matgen),
11.03.2016 – 1 M bei Brouch (Mersch) beobachtet (Foto) (L. Burton).

Zwergammer *Emberiza pusilla* (0 – 1) **A**
09.- 22.04.2017 – 1 ad. bei Uebersyren gefangen und beringt (Foto) (J-P. Schmitz, C. Brodin, P. Lorgé, I. Zwick et al.) (Abb. 7).
Die am 09.04. beringte Zwergammer stellt ebenfalls einen lang ersehnten Erstnachweis dar, nachdem die Art zuvor z.B. im Saarland bereits drei Mal nachgewiesen werden konnte (DAK 2015). Umso erstaunlicher, dass sie sich nach der Beringung noch fast zwei Wochen lang im Gebiet aufhielt.

Abb. 7: Zwergammer (*Emberiza pusilla*), am 9.04.2018 in Uebersyren beringt (Foto P. Lorgé).

Möglicherweise, wahrscheinlich oder sicher entflogene Arten

Schwarzschwan *Cygnus atratus* **D/E**
24.06.2014 – 1 Ind. bei Boulaide (Foto) (C. Dording),
19.07.-31.12.2016 – 1 Ind. auf der Sauer zw. Steinheim und Wasserbillig; trägt grünen Plastikring (Foto) (A. Konter, S. Heyne et al.).

Streifengans *Anser indicus* **D/E**
01.01.2014-18.01.2017 1 Ind. bei Bettendorf und anderen Orten an der Mittelsauer (Foto) (R. Streicher, G. Biver et al.). Letztbeobachtung am 18.01.2017.

Weißwangengans *Branta leucopsis* **D/E**
01.01.2014-31.12.2017 – 1 Ind. an der Mosel bei Remich (Foto) (P. Lorgé). Erlangt im Sommer 2016 wieder Flugfähigkeit und wird danach an der Spatz bei Wasserbillig, an der Sauer bei Steinheim und im BwR mehrmals beobachtet
04.01.2014 – 1 Ind. mit Kanadagänsen (*Branta canadensis*) an den Cornelisweieren bei Troisvierges (Foto) (P. Lorgé, I. Zwick). Ob dieses Ind. aus Wildbeständen kommt kann nicht belegt werden.

Rostgans *Tadorna ferruginea* **D/E**
09.06.2014 – 4 Ind. kurzzeitig im BwR (R. Schubert),
23.06.2016 – 5 Ind. im BwR rastend (C. Meester),
04.09.2016.-24.02.2017 – 1 Ind. mehrmals auf der Sauer zwischen Wasserbillig und Steinheim beobachtet (A. Konter et al.),
18.01.-31.12.2017 – 1 Ind. an der Sauer zwischen Bourscheid-Plage und Diekirch (G. Biver, P. Lorgé, L. Burton),
05.04.-14.09.2017 – 1 Ind. im BwR (R. Gloden, R. Felten et al.).

Graukopfkasarka *Tadorna cana* **D/E**
25.02.2015 – 2 Ind. mit Züchterringen bei Beckerich (Foto) (R. Proess).

Mähnengans *Chenonetta jubata* **D/E**
18.10.2016 – 4 Ind. im BwR rastend (Fotos) (P. Lorgé, I. Zwick).

Brautente *Aix sponsa* **D/E**
01.01.2014-06.04.2015– 1 ad. M im Alzettetal bei Mersch und Walferdange (Fotos) (L. Burton et al.),
13.04.2014 – 1 Ind. bei Neunhausen, Stausee Esch/Sûre (Fotos),
18.01.2015 – 1 ad. M im Naturschutzgebiet Brill bei Schifflange (Ed. Melchior),
05.10.2016 – 1 ad. M im BwR (Foto) (P. Lorgé, M. Molendini).

Mandarinente *Aix galericulata* **D/E**
29.01.-12.02.2014 – 1 M und 2 W auf einem Weiher bei Lasauvage (Fotos) (M. Bastian, G.Burger),
15.02.2014 – 1 Ind. bei Walferdange auf der Alzette (Fotos) (M. Delguedre),
19.11.2016 – 2 M im BwR (Foto) (S. Heyne, P. Holz).

Rotschulterente Callonetta leucophrys **D/E**
19.08.-16.09.2017 – 1 ad. M auf der Sauer bei Ingeldorf / Diekirch (L. Burton, R. Streicher).

Bartgeier *Gypaetus barbatus* **D/E**
21.07.2017 – 1 M im 1. KJ namens „Durzon“ aus dem französischen Wiedereinbürgerungsprojekt wurde dank seines Satellitensenders über Clervaux geortet. Seinen Ausflug startete „Durzon“ am 16.07.2017 in Südfrankreich und flog bis nach Hannover wo er am 24.07.2017 ermattet aufgegriffen wurde (bartgeier.org). In Südfrankreich wieder freigelassen, wurde er am 09.09.2017 im Zentralmassiv durch das Insektizid Carbofuran vergiftet (hohetauern.at) tot aufgefunden.

Halsbandsittich *Psittacula krameri* **D/E**
12.01.2015-31.12.2017: regelmäßige Beobachtungen von 1 Ind. zwischen Oberkorn und Differdange in Hausgärten (Futterstellen),
15.12.2015 – 1 Ind. bei Luxembourg-Gasperich (N. Hoffmann),
15.-31.12.2017 – 1 Ind. an einer Futterstelle in Steinfort (L. Aschmann).

Offene Anträge

Schafstelze *Motacilla flava cinereocapilla / iberiae*
06.05.2017 – 1 ad. M im PK bei Schifflange / Bergem („Dumontshof") beobachtet (G. Biver, T. Conzemius, B. Kontz, P. Lorgé, I. Zwick).
Dieses kurz vom „Birdrace-Team" beobachtete Männchen fiel durch seine dunkle Kopffärbung und scharf zum gelben Bauch abgesetzte weiße Kehle auf und entsprach phänotypisch dem Komplex „Iberische / Aschköpfige Schafstelze". Aufgrund fehlender Fotos und häufiger Hybridformen wird dieser Nachweis von der LHK in der „Warteschlange" gehalten.

Nicht ausreichend dokumentierte Meldungen

Zwerggans *Anser erythropus*
20.04.2016 – 1 Ind. bei Grevenmacher; Fotos zeigen seit längerem anwesende Blässgans (*Anser albifrons*).

Eiderente *Somateria mollissima*
22.01.2017 – 1 W Ind. auf der Mosel bei Remich; Beschreibung schließt andere Arten nicht aus.

Steinadler *Aquila chrysaetos*
23.06.2017 – 1 Ind. bei Levelange; Beschreibung eines Erstnachweises schließt andere Arten nicht aus.

Raubseeschwalbe *Hydroprogne caspia*
29.04.2016 – 1 Ind. im BwR; Dokumentation nicht ausreichend.

Kleines Sumpfhuhn *Porzana parva*
16.04.2015 – 1 Ind. bei Uebersyren beobachtet; keine Dokumentation eingereicht,
11.11.2016 – 1 Ind. im BwR beobachtet; Beobachter unsicher.

Felsenschwalbe *Ptyonoprogne rupestris*
18.07.2016 – 2 Ind. bei Walferdange: Dokumentation aufgrund der Seltenheit außerhalb von Gebirgsregionen nicht ausreichend.

Nachtigall *Luscinia megarhynchos*
07.03.2014 – 1 Ind. Bleesbruck beobachtet,
09.03.2014 – 1 Ind. bei Waldbredimus.
In beiden Fällen sehr frühes Datum; andere Arten können nicht ausgeschlossen werden. Beides Einzelbeobachtungen von nicht kontrollierten Vorkommen.

Ohrenlerche *Eremophila alpestris*
23.10.2014 – 2 verschiedene Ind. bei Weiswampach mit Wiesenpiepern (*Anthus pratensis*) durchziehend; Dokumentation nicht ausreichend.

Gelbbrauen-Laubsänger *Phylloscopus inornatus*
17.10.2015 – 1 Ind. bei Dudelange; Beschreibung schließt andere Arten nicht aus.
01.10.2016 – 1 Ind. im BwR; keine Dokumentation eingereicht.

Rotkehlpieper *Anthus cervinus*
13.08.2014 – 1 Ind. bei Saeul durchziehend; sehr frühes Datum, nur Ruf gehört, Dokumentation nicht ausreichend,
15.08.2017 – 2 Ind. bei Saeul durchziehend; sehr frühes Datum, nur Ruf gehört, Dokumentation nicht ausreichend,
16.09.2017 – 3 Ind. bei Saeul durchziehend; Dokumentation nicht ausreichend.

Zaunammer *Emberiza cirlus*
15.04.2015 – 2 Ind. bei Koedange, M singt bei Altlinster - Koedange; Melderin unsicher und Beobachtungsdauer nur sehr kurz,
04.07.2016 – 1 Ind. bei Bettembourg; Dokumentation nicht ausreichend.

Literatur

- Bauer H-G., E. Bezzel & W. Fiedler (2012): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Aula Verlag, Wiebelsheim.
- Conzemius T. (1993): Seltene Vogelarten in Luxemburg (1985 - 1992). Regulus WB 12: 36-45.
- Conzemius T. (1995a): Seltene Vogelarten in Luxemburg - Revision und Diskussion der Nachweise von 1800 bis 1984. Regulus WB 14: 1-32.
- Conzemius T. (1995b): Seltene Vogelarten in Luxemburg 1993 und 1994 - mit Ergänzungen aus den Jahren 1985 - 1992. Regulus WB 14: 33-40.
- Conzemius T. (1998): Seltene Vogelarten in Luxemburg 1995-97. Regulus WB 17: 38-42.
- Deutsche Avifaunistische Kommission (DAK) (2015): Seltene Vogelarten in Deutschland. Seltene Vögel in Deutschland 2015: 2-33.
- Gedeon K., C. Sudfeldt & C. Grüneberg (2014): Atlas Deutscher Brutvogelarten. Stiftung Vogelmonitoring Deutschland & Dachverband Deutscher Avifaunisten, Münster.
- Issa N. & J. François (2015): Gobemouche à collier. in Issa N. & Y. Muller: Atlas des oiseaux de France métropolitaine. Delachaux et Niestlé, Paris.
- LHK (1992): Statuten der Luxemburger Homologationskommission. Regulus WB 10: 35-37.
- Lorgé P. (2004): Seltene Vogelarten in Luxemburg 1998-2003. Regulus WB 20: 49-58.
- Lorgé P. (2008): Seltene Vogelarten in Luxemburg 2004-2007. Regulus WB 23: 52-61.
- Lorgé P. (2011): Seltene Vogelarten in Luxemburg 2008-2010. Regulus WB 26: 11-15.
- Lorgé P. (2014): Seltene Vogelarten in Luxemburg 2011-2013. Regulus WB 29: 46-58.
- Paler N. (2016): Erstnachweis des Gleitaars Elanus caeruleus für Luxembourg. Regulus WB 31: 28.

Zusammenfassung der Bergpieperberingung *Anthus spinoletta* in Luxemburg in den letzten 18 Jahren

Charel Klein, E-Mail:charelklein.lux@gmail.com

Zusammenfassung: In den letzten 18 Jahren Beringung auf der Vogelberingungsstation „Schlammwiss“ konnten während 122 Fangtagen 691 Daten über Bergpieper *Anthus spinoletta* gesammelt werden. Die 691 Daten stammen von 521 Individuen. Ab dem Jahr 2011/12 erlaubte eine verbesserte und besser angepasste Fangmethode die Anzahl der gefangenen Individuen stark zu erhöhen. Die Höchstzahl wurde 2017/18 mit 104 Individuen erreicht.
Anhand der Fangdaten lässt sich ablesen, dass die Bergpieper das Überwinterungsgebiet in der 57. Pentade erreichen (8.10. – 12.10.) und es ab der 17. Pentade verlassen, einige Individuen können bis zur 23. Pentade im Gebiet verweilen (21.4. – 25.4.).
Von den insgesamt 691 Daten waren 104 Kontrollfänge. Hierbei handelt es sich um Vögel, die in den Wintern zuvor beringt wurden und in einem anderen, späteren Winter kontrolliert wurden. Zwischen der Erstberingung und dem Kontrollfang besteht bei einigen Bergpiepern ein Zeitunterschied von sechs Jahren. 57% der Bergpieper werden im Herbst als Juvenile bestimmt, im Frühling sind es nur noch 19%. Die Gründe dafür werden diskutiert.

Abstract: **Summary of Water Pipit *Anthus spinoletta* ringing in Luxembourg over the last 18 years**
In 122 catching days 691 data sets of Water Pipits *Anthus spinoletta* were collected at the station of “Schlammwiss” in the last 18 years of ringing. The data concerned 521 individual birds. An improved catching method used since the winter 2011/12 led to increased numbers over the last winters and the maximum rate was achieved in 2017/18 with 104 individuals caught.
The data provide evidence that the Water Pipits reach their wintering grounds in Luxembourg in the 57th pentad (8.10. – 12.10.) and start to leave in the 17th pentad, some staying until the 23rd pentad (21.4. – 25.4.).
From the total of 691 catches, 104 concerned Water Pipits caught and ringed already during a preceding winter. The maximum time elapsed between ringing and recapture of an individual pipit was six years. In Autumn 57% of the Water Pipits are determined as juvenile, in Spring this percentage drops to 19%. The reasons therefore are discussed.

Résumé: **Récapitulatif du baguage de Pipit spioncelle *Anthus spinoletta* au Luxembourg au cours des 18 dernières années**
Au fil des années 2000 à 2018 les bagueurs ont pu comptabiliser 691 captures concernant 521 individus de Pipit spioncelle *Anthus spinoletta* à Uebersyren "Schlammwiss" lors de 122 séances de capture. Une amélioration de la méthode de capture permettait d'augmenter fortement le résultat à partir de 2011/12 pour aboutir à un total de 104 individus en 2017/18. Les Pipits occupent leur quartier d'hiver luxembourgeois à partir de la 57e pentade (8.10. – 12.10.) jusqu'à la 17e pentade, les derniers étant présents jusqu'à la 23e pentade (21.4. – 25.4.). 104 captures du total de 691 concernent des contrôles d'oiseaux bagués durant une saison précédente. La fidélité au quartier d'hiver la plus longue constatée était de six années. 57% des Pipits spioncelles sont considérés comme juvéniles en automne, contre seulement 19% au printemps. Les raisons pour cette différence de pourcentage sont discutées.

Der Bergpieper *Anthus spinoletta*, ein Brutvogel der höheren Gebirgslagen in Europa und Asien, von dem schon seit de la Fontaine (1865) seltene Vorkommen im Großherzogtum Luxemburg bekannt waren, wurde ab den 1960er Jahren regelmäßig in unserem Land festgestellt.
Im Winter 1965/66 gelang es hierzulande erstmals luxemburgischen Vogelbeobachtern 22 Bergpieper zu beringen und einige davon in den darauffolgenden Wintern zu kontrollieren (Peltzer J. 1967A).

Als Nicht-Brutvogel in Luxemburg reduzieren sich aktuelle Beobachtungen des Bergpiepers auf durchziehende, beziehungsweise auf überwinternde Individuen. Laut der COL (Centrale Ornithologique du Luxembourg) befinden sich vier größere Überwinterungsorte in Luxemburg (Stand 2014). natur&ëmwelt schätzt die Überwinterungspopulation der Bergpieper auf 20-60 Individuen (Lorgé & Melchior 2015). Birdlife International (2018) schätzt die Gesamtpopulation des Bergpiepers auf 12 - 25 Millionen Individuen. Davon befinden sich 25% in Europa. Der Bestand wird als stabil angesehen, auf der roten Liste ist der Bergpieper als „Least Concern" eingetragen.

Im Jahr 2000 wurden die ersten Bergpieper in Vogelschutzgebiet Natura 2000 „Schlammwiss" entdeckt (Schmitz mündl.). Mit Hilfe von Japannetzen konnten in den letzten 18 Jahren 691 Bergpieper ohne Klangattrappe in diesem Schilfgebiet gefangen und beringt werden. Der hier vorliegende Beitrag fasst die Beringung der Bergpieper in den letzten 18 Jahren zusammen.

Methoden

Aufnahmegebiet

In der Abbildung 1 ist ein Teil des Vogelschutzgebiets Natura 2000 „Vallée de la Syre de Moutfort à Roodt/Syre" abgebildet. Das Untersuchungsgebiet für das Bergpieperprojekt ist mit einem Kreis auf der Karte markiert und beinhaltet das 20 ha große Schilfgebiet „Schlammwiss" in Uebersyren, sowie einen Teil des Feuchtgebietes in Mensdorf. Der insgesamt 3,8 km^2 große Vogelschutzgebietstreifen reicht von Mensdorf aus über Uebersyren, Schuttrange und Oetrange bis nach Medingen (Administration des Eaux et Forêts 2008, Falsetti 2012, Administration du cadastre et de la topographie 2018).

Das Schilfgebiet „Schlammwiss" wurde von der Stiftung „Hëllef fir d'Natur" eingerichtet und ab 1989 wurde dort eine Beringungsstation betrieben. Das Gebiet erstreckt sich von Uebersyren nach Mensdorf und besitzt Feuchtwiesen die zweimal im Jahr gemäht werden, ein größtenteils zusammenhängendes Schilfgebiet, einen Auenwald und vier kleinere Weiher. Es liegt entlang des Flusses „Syr", der von Süden nach Norden durch das Gebiet fließt und es durch seine periodischen Überschwemmungen prägt (Administration des eaux et forêts 2008, Falsetti 2012, Schmitz mündl.).

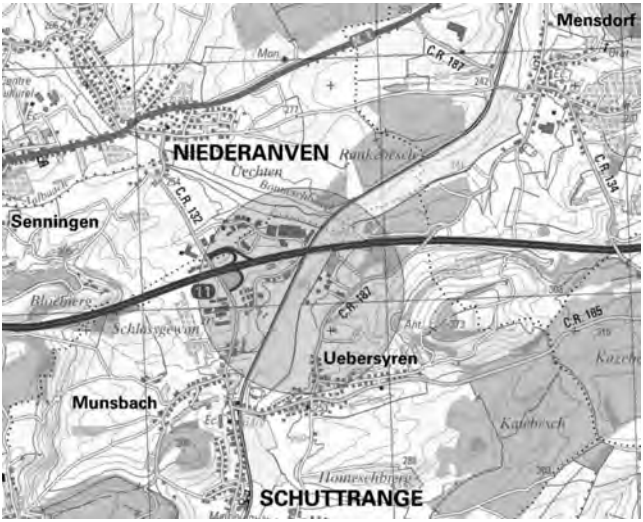


Abb. 1: Das Untersuchungsgebiet (Kreis) im Vogelschutzgebiet Natura 2000. Die Karte wurde in map.geoportail.lu erstellt.

Die Bergpieper nutzten zwei Standorte als Schlafplatz, die beide mit Schilfrohr *Phragmites australis* bewachsen sind und Blaugrüne Segge *Carex flacca* als Unterwuchs haben. Die Standorte zeigten einen mittleren bis hohen Wasserstand auf. Neben den Schilfflächen befinden sich eine Eisenbahnstrecke und ein Fußballfeld. Über das Gebiet verläuft eine Stromleitung (Administration du cadastre et de la topographie 2018).

Fachwörter und Abkürzungen

Tabelle 1: Erklärung des Ringstatus.

Ringstatus	Abkürzung	Bedeutung
Erstfang	E	Vogel, der zum ersten Mal einen Ring erhält
Wiederfang	W‘	Vogel, der bereits beringt ist und im selben Winter wiedergefangen wurde (Abwandlung von W, mit dem in der Beringung ein Wiederfang im selben Kalenderjahr bezeichnet wird)
Kontrollfang	K‘	Vogel, der bereits beringt ist, aber nicht im selben Winter wiedergefangen wurde (Abwandlung von K, mit dem in der Beringung ein Wiederfang nicht im selben Kalenderjahr bezeichnet wird)

Vögel die zum ersten Mal einen Ring erhalten werden in der Beringung mit dem Ringstatus E abgespeichert, ein Wiederfang im selben Jahr mit Ringstatus W und ein Wiederfang in einem anderen Jahr mit Ringstatus K. Da diese Untersuchung sich auf Wintervorkommen konzentriert, wurden hier W‘ und K‘ benutzt, die sich auf die Wintersaison und nicht auf das Kalenderjahr beziehen (Tabelle 1).

Tabelle 2: Erklärung der Altersklassen.

Code	Bezeichnung	Beschreibung
2	Fängling	Alter unbekannt, flugfähig
3	Diesjährig	In diesem Jahr geboren
4	Nicht diesjährig	Alter unbekannt, vor diesem Jahr geboren
5	Vorjährig	Im letzten Jahr geboren
6	Nicht vorjährig	Vor dem letzten Jahr geboren
7	Dreijährig	Vor zwei Jahren geboren
8	Nicht dreijährig	Vor mehr als zwei Jahren geboren
9	Vierjährig	Vor drei Jahren geboren
A	Nicht vierjährig	Vor mehr als drei Jahren geboren
B	Fünfjährig	Vor vier Jahren geboren
C	Nicht fünfjährig	Vor mehr als vier Jahren geboren

Fang und Beringung

Die Bergpieper wurden auf dem Schlafplatz im Schilfgebiet mit 18m langen Japannetzen gefangen. Insgesamt wurden für das Bergpieperprojekt seit dem Jahr 2012 in der „Schlammwiss“ 9 Netzreihen mit 21 Netzen und in Mensdorf 5 Netzreihen mit 5 Netzen aufgerichtet. Im Jahr 2016 wurde die Anzahl der Netze an beiden Standorten erhöht. Alle Netze besitzen 5 Fangtaschen und haben 24mm große Maschen.

Die Bergpieper wurden ohne Klangattrappe oder sonstigen Hilfsmittel gefangen. Die Schneisen im Schilfgebiet wurden vor der Ankunft der Bergpieper im Oktober mit dem Freischneider freigeschnitten. Zwischen Beringungsaktionen am gleichen Standort wurde eine halbe bis eine Woche ausgesetzt. Bei Regen oder starkem Wind wurde die Fangaktion verschoben.

Die Netze wurden frühestens eine halbe Stunde vor dem Einflug der Bergpieper ins Schilf geöffnet. Ankunftszeit der Bergpieper war durch visuelle Beobachtungen und akustische Wahrnehmungen in einer Distanz von 50-100m vom Schlafplatz einzuschätzen. Die jeweilige Öffnungsdauer der Netze betrug eine Stunde. Der Inhalt der Netze wurde in der Regel nur einmal kontrolliert. Nur bei schlechten Witterungsbedingungen wurde eine Zwischenkontrolle eingelegt.

Die in Luxemburg benutzten Ringe bezieht natur&ëmwelt asbl vom „Centre Belge de Baguage“ des „Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique“, dem Institut mit dem die Beringer seit vielen Jahren zusammen arbeiten. Bei der Beringung werden neben Vogelart Informationen über den Fangort, sowie Fett- und Muskelgehalt, Alter, Geschlecht und verschiedene morphologische Daten des Vogels gespeichert (COL und Schmitz mündl).

Alle Informationen des Vogels werden während der Beringung in einen Computer eingetragen. Die Beringungsinformationen können später in Excel-Tabellen umgewandelt und verwertet werden. Zur Auswertung der Bergpieperdaten wurde R Studio benutzt.

Altersbestimmung

Die Altersbestimmung der Bergpieper anhand ihrer Gefiederfärbung ist nur bei ihrer Ankunft im Überwinterungsgebiet im Oktober möglich. Adulte Bergpieper sind grauer mit deutlichem Augenstreifen über dem Auge. Jungvögel dagegen sind brauner und unscheinbarer.

Auf der Beringungsstation „Schlammwiss“ wurden die Bergpieper mittels Mausergrenzen im Gefieder einem Alter zugewiesen. Neben den Mausergrenzen, ist der Pneumatisationsgrad des Schädels das sicherste Kriterium um junge Bergpieper zu bestimmen. Die Pneumatisation kann aber nur bis November benutzt werden (Winkler & Jenni 2007). Beim Bergpieper werden als Lebenserwartung 5-8 Jahre als realistisch angesehen (Böhm 2000).

Ergebnisse

Fangergebnis

Auf der Vogelberingungsstation „Schlammwiss“ konnten während den letzten 18 Jahren 691 Bergpieper gefangen werden. Die Zahl setzt sich aus 521 Erstfängen (E), 66 Wiederfängen (W‘) und 104 Kontrollfängen (K‘) zusammen.

In Abbildung 2 ist der Verlauf der Fangzahlen der letzten 18 Jahre nach Wintern aufgeschlüsselt. Auf der primären Y-Achse sind die Fangzahlen pro Saison abgebildet in Individuenzahl (Erst- und korrigierte Kontrollfänge (K‘) für den jeweiligen Winter, n=625) und Wiederfänge (W‘, n=66). Auf der sekundären Y-Achse sind die Fangtage (n=122) pro Winter angegeben, deren jeweilige Anzahl an den Balken oberhalb der Jahresangaben abzulesen ist. Der Grafik (Abb. 2) wurde eine polynomische Linie (mit der Formel: $y = 0{,}7745x^2 - 10{,}426x + 43{,}02$) hinzugefügt, um dem Trend der Fangzahlen zu verdeutlichen.

Abb. 2: Anzahl der Individuen (E+K‘, n= 625), Wiederfänge (W‘, n=66) und Fangtage (n= 122) pro Saison.

Am 29. Oktober 2000 wurde der erste Bergpieper in der „Schlammwiss“ von Jim Schmitz beringt. Im selben Winter wurden weitere 15 Bergpieper gefangen. In der Saison 2001/02 wurden insgesamt 29 verschiedene Bergpieper gefangen, danach sanken die Fangzahlen fast kontinuierlich bis zur Saison 2010/11, wo nur noch ein Bergpieper gefangen wurde. Ab 2010/11 stieg die Kurve steil an, von 41 Bergpiepern in diesem Winter auf das Maximum von 104 Individuen in 2017/18. Zuvor war die Höchstzahl in der Saison 2015/16 mit 97 Bergpiepern erreicht worden. Ab der Saison 2010/11 stieg ebenfalls die Kurve der Wiederfänge. Die Korrelation beträgt 0,90.

An insgesamt 122 Tagen wurden in den 18 Jahren Bergpieper in der „Schlammwiss“ gefangen. Wie aus Abbildung 2 hervorgeht verteilen sich die Fangtage sehr unterschiedlich auf die einzelnen Winter und es ergibt sich auch keine Korrelation zwischen der Anzahl der Fangtage und der Anzahl der gefangenen Vögel (k= 0,51). Im Durchschnitt werden 38±14 Bergpieper in 6,8 Fangaktionen pro Saison gefangen.

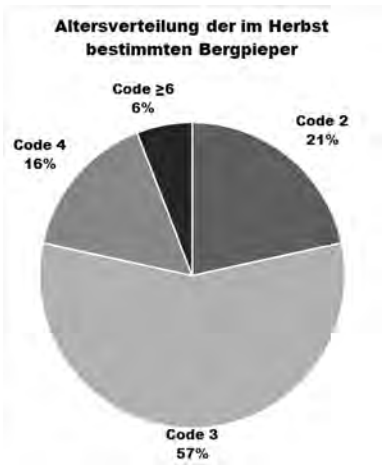
Die Bergpieper sind ab der 57. Pentade (8.10. – 12.10.) in der Schlammwiss anzutreffen und verweilen bis zur 23. Pentade (21.4. – 25.4.) im Untersuchungsgebiet. Das frühste Datum einer Beringung vom Bergpieper geht auf den 8. Oktober zurück, das späteste ist am 21. April. Die meisten Bergpieper werden in der 10., 13. und 16. Pentade gefangen. Die Anzahl an gefangenen Bergpiepern während der letzten 18 Jahre beträgt in dieser Zeit 107, 105 und 90. Ab Mitte März sinkt die Anzahl der Bergpieper, trotz Anstieg der Fangtage.

Während der 57. – 9. Pentade werden die wenigsten Bergpieper gefangen. Binnen dieser Zeit wurden die meisten Vögel (n=38) in der 62. Pentade gefangen. In den letzten 18 Jahren wurden keine Bergpieper in der 68., 70., 71., 72., 3. und 4. Pentade gefangen.

Altersverteilung

Die Auswertung der 691 Daten hat ergeben, dass 50% der Bergpieper mit dem Altersklassencode 4 registriert wurden. Die Hälfte der gefangenen Bergpieper sind somit sicher adult, das genaue Alter ist jedoch unklar. Bei 20% der Bergpieper konnte eine genaue Altersangabe mit Hilfe von Ringkontrollen angegeben werden. 25% der Bergpieper wurden als juvenil bestimmt (Alterscode 3) und nur 5% der Vögel konnten nicht klar einem Alter zugewiesen werden.

In den Grafiken (Abb. 3 und 4) sind die prozentualen Anteile der Altersklassenverteilung der Bergpieper dargestellt. Hierfür wurden die Daten aufgeteilt in Vögel, die im Herbst bestimmt wurden (n=102) (Abb. 3) und Vögel, die im Frühjahr bestimmt wurden (n=589)(Abb. 4). Das linke Kuchendiagramm besteht aus Vögeln mit dem Altersklassencode 2 (n=22), 3 (n=58), 4 (n=16) und ≥ 6 (n=6). Das rechte Kuchendiagramm ist unterteilt in die Code 2 (n=10), 5 (n=114), 4 (n=330) und ≥ 6 (n=135).



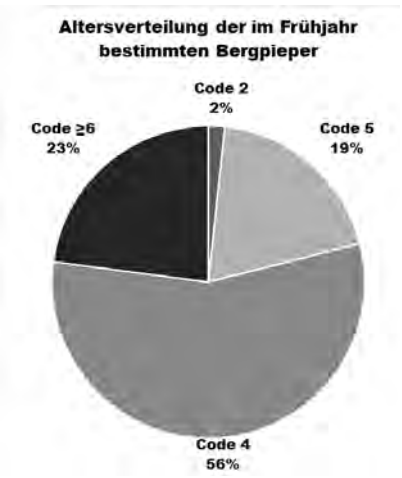


Abb. 3 (links) und 4 (rechts): Altersverteilung der im Herbst und Frühjahr bestimmten Bergpieper.

Der größte Anteil im linken Kuchendiagramm, mit über 50%, machen Bergpieper mit dem Altersklassencode 3 aus, gefolgt von 21% mit dem Code 2 und 16% mit dem Code 4. Der Anteil vom Code ≥ 6 beträgt 6%. Im rechten Kuchendiagramm nimmt der Altersklassencode 4 mit 56% den größten Anteil ein. Am zweitgrößten ist der Anteil von Bergpiepern mit dem Altersklas-

sencode ≥ 6. 19% der Bergpieper wurden im Frühjahr dem Altersklassencode 5 zugewiesen und 2% dem Code 2.

Der Altersklassencode C gibt an, dass die beringten Vögel vor mehr als vier Jahren geboren wurden. Auf der Vogelberingungsstation „Schlammwiss“ wurden in den letzten Jahren insgesamt neun Bergpieper mit dem Code C kontrolliert. Bei zwei Vögeln besteht sogar ein Unterschied von fünf Jahren zwischen der Erstberingung und der letzten Kontrolle auf der Station.

Es handelt sich hierbei um den Bergpieper mit der Ringnummer 12979527 und den Bergpieper mit der Ringnummer 12441549. Der erste Vogel wurde am 1. April 2013 zum ersten Mal beringt und mit dem Code 4 abgespeichert. Der Vogel wurde am 2. Februar 2014 ein weiteres Mal gefangen, der letzte Wiederfang erfolgte am 17. Februar 2018. Der Zeitunterschied zwischen der Erstberingung und der letzten Kontrolle beträgt 1783 Tage. Der zweite Bergpieper wurden am 31. März 2012 erstmals gefangen und ebenfalls mit dem Altersklassencode 4 bestimmt. Wiederfänge dieses Bergpiepers erfolgten am 28. März 2013, 21. März 2014, 6. November 2015 und am 26. März 2016. Der letzte Wiederfang war am 18. Februar 2017. 1785 Tage liegen somit zwischen der Erstberingung und der letzten Kontrolle.

Diskussion

Die ersten Beringungen von Bergpiepern wurden in den 1960er/1970er Jahren bei Esch/Alzette (Peltzer J. 1967) und Hunsdorf (Weiss 1986) gemacht. Die erste Beringung eines Bergpiepers auf der Vogelberingungsstation „Schlammwiss“ erfolgte am 29. Oktober 2000 eher zufällig: Die Ornithologen wussten damals nicht, dass die Vögel das Schilfgebiet „Schlammwiss“ als Überwinterungsgebiet nutzten. Auch die weiteren Bergpieperfänge auf der Station bis 2010/11 erfolgten nicht gezielt und die Art wurde zunächst als durchziehend eingeordnet. Erst in den darauffolgenden Wintern wurden gezielte Fangaktionen für die Bergpieper geplant, wobei es den Ornithologen zuerst an Erfahrung fehlte, die Bergpieper zu fangen. Erst allmählich wurden die Fangtechniken angepasst, so Jim Schmitz, Leiter der Station. So erklärt sich die anfänglich hohe Anzahl an Fangtagen und die geringe Erfolgsquote in den ersten Wintern.

Erst 2011/12, nachdem Bergpieper bereits im 11. Winter in Folge festgestellt wurden, steckten die Ornithologen mehr Zeit in die Suche nach Schlafplätzen und in die Beobachtung vom abendlichen Einflug der Bergpieper ins Schilfgebiet (Schmitz mündl.). Die entsprechende Anpassung der Fangmethoden führte dann auch zu höheren Fangzahlen. Von den insgesamt 625 Bergpiepern wurden im Zeitraum von 2000/01 bis 2011/12 nur 158 gefangen. Dagegen liegt die Individuenzahl zwischen der Saison 2012/13 – 2017/18 mit 467 Exemplaren fast dreimal höher. Dieser Anstieg betraf nicht nur die Individuenzahl (E+K‘) pro Saison, sondern auch die Anzahl der Wiederfänge (W‘).

Der zweithöchste Peak der Abbildung 2 in 2014/15 erklärt sich dadurch, dass in diesem Winter die Anzahl der Fangtage sehr hoch war, weil Bergpieper besendert werden sollten, um ihre Zugrouten zu verfolgen. Insgesamt 50 Bergpieper wurden gefangen und besendert. Im Winter 2015/16 sollten diese Vögel zurückgefangen werden. Dadurch waren ebenfalls in dieser Saison die Anzahl der Fangtage und die Anzahl der Individuen sehr hoch.

In der Saison 2015/16 wurde die Strategie zum Fang der Bergpieper abgeändert. Ziel war es, die Bergpieper weniger oft, darum konzentrierter zu fangen. Die Vögel wurden nun zum ersten Mal in der 10. – 13. Pentade gefangen, so dass sich bis zu diesem Zeitpunkt ungestörte Schlafplätze aufbauen können. Dadurch konnte die Anzahl der Fangtage reduziert werden, ohne dass der Fangerfolg beeinträchtig wurde (Abb. 2).

Die Fangzahlen ergeben keinen direkten Aufschluss über die Anzahl der insgesamt in der „Schlammwiss“ überwinternden Bergpieper. Beobachtungen an den Schlafplätzen lassen eine Individuenzahl von 150-200 vermuten.

Laut Beringungsdaten erreichen die Bergpieper das Überwinterungsgebiet der Schlammwiss in Luxemburg frühesten ab der 57. Pentade. Das frühste Beringungsdatum ist der 8. Oktober. Ebenhöh und Hoffrichter (1998) stellen Bergpieper im südlicher gelegenen Köndrigen, Deutschland, bereits ab der 56. Pentade fest. Laut Schuster et al. (1983) erreichen die Bergpieper den deutschen Teil des Bodensees bereits ab der 54. Pentade. Laut Ebenhöh und Hoffrichter (1998) findet bei den Bergpiepern während des Winters ein ständiges Zu- und Abwandern, beziehungsweise Umherziehen statt. Somit wären Bestandsschwankungen der Winterpopulation normal. Diese können leider nicht über die Beringungsdaten der „Schlammwiss" nachvollzogen werden, es wurde aber anhand einzelner Beobachtungen festgestellt, dass sich die Individuenzahl von einfliegenden Vögeln pro Tag sehr unterscheiden kann. Diese Aussage bezieht sich auf mündliche Mitteilung und Mitschriften von Ornithologen der Schlammwiss während den Beobachtungen des abendlichen Einfluges der Bergpieper in den letzten Jahren.

Der Abzug des Bergpiepers in die Brutgebiete erfolgt wahrscheinlich ab der 17. Pentade (Mitte März), da ab diesem Zeitpunkt die Anzahl der Vögel trotz steigender Fangtage sinkt. Auch Ebenhöh und Hoffrichter (1998) berichten von einer stabilen Bergpieperanzahl bis März, die dann aber innerhalb kurzer Zeit im April abfällt. In Uebersyren wurde der letzte Bergpieper am 21. April gefangen, vereinzelte Vorkommen wurden aber bis in den Mai beobachtet. Unklar ist, ob es sich dabei noch um Wintergäste handelte oder ob es nur kurz rastende Zugvögel waren.
Der Vergleich der Abbildungen 3 und 4 zeigt, dass der Anteil an juvenilen Bergpieper im Herbst bei 57% liegt und im Frühjahr auf nur noch 19% fällt. Zwei mögliche Ursachen kommen hierfür in Frage. So könnte die Sterberate juveniler Bergpieper im Winter höher sein als die von adulten Vögeln. Es scheint aber unwahrscheinlich, dass hierin der einzige oder Hauptgrund zu finden ist. Vielmehr ist davon auszugehen, dass die Schwierigkeiten der Altersbestimmung der Bergpieper im Frühjahr den größten Beitrag zur Senkung des prozentualen Anteils juveniler Bergpieper leisteten. Laut der Vogelwarte Sempach ist eine Altersbestimmung im Frühjahr zwar sehr schwierig, aber dennoch möglich. Mausergrenzen sind auf die Pränuptialmauser zurückzuführen und geben deshalb keine Hinweise auf das Alter mehr (Winkler & Jenni 2007). Aus diesem Grund wurde im Frühjahr in den meisten Fällen der Altersklassencode 4 gewählt, der besagt, dass es sich um einen adulten Vogel handelt, das genaue Alter jedoch ungewiss ist. Dieser Vorgang erklärt die Steigung von 16% auf 56% beim Code 4 und gleichzeitig den Abfall von 57% auf 19% beim Code 3. Der hohe Anteil an adulten Bergpiepern in Abbildung 4 hängt also damit zusammen, dass viele juvenile Vögel im Frühjahr gefangen werden, die nicht mehr als solche bestimmt werden können.

Die neun adulten Bergpieper mit dem Code C bestätigen Böhm (2000), dass Bergpieper ein Alter von 5-8 Jahren erreichen können. Auch eine Überwinterungstreue der Bergpieper konnte nachgewiesen werden, wie die Präsenz einzelner Vögel in der „Schlammwiss" über mehrere Winter zeigt. Der älteste Bergpieper mit der Ringnummer 12441549 wurde sogar während sechs Wintern hintereinander gefangen.

Literatur

- Administration du cadastre et de la topographie (2018): Nationales Geoportal des Großherzogtums Luxemburg. Zuletzt abgerufen am 30. 3 2018 von map.geoportail.lu
- Administration des Eaux et Forêts (2008): Aménagement écologique de la Vallée de la Syre entre Munsbach et Mensdorf. Luxemburg. 56 p.
- Birdlife International (2018): Species factsheet *Anthus spinoletta*. Zuletzt abgerufen am 10.04.2018 von datazone.birdlife.org/species/factsheet/water-pipit-anthus-spinoletta
- Böhm C. (2000): Die Wasserpieper: Vom Meeresstrand zum Gletscherrand. 1. Auflage, Sammlung Vogelkunde im AULA Verlag GmbH, Wiebelsheim.
- De la Fontaine A. (1865): Faune du pays de Luxembourg. Première Partie. Oiseaux. Imprimerie-Librairie V. Buck, Luxembourg
- Demongin L. (2016): Identification Guide to Birds in the Hand. Privately published.
- Ebenhöh H. & O. Hoffrichter (1998): Beobachtungen an einem winterlichen Schlafplatz des Bergpiepers (*Anthus spinoletta*) bei Köndrigen, Landkreis Emmendingen. Naturschutz südl. Oberrhein. 2: 181-194.

- Falsetti S. (2012): Importance des biotopes de type roselière dans la préservation de la diversité des espèces (biodiversité) étudiée à l'aide de l'exemple des locustelles. Travail de candidature. 111 S.
- Glutz von Blotzheim U. N. & K. M. Bauer (1985): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 10/ I *Passeriformes* (1. Teil) *Alaudidae-Hirundinidae*. Aula-Verlag GmbH. Lizenzausgabe 2001 Vogelzug Verlag im Humanitas Buchversand, Wiebelsheim.
- Lorgé P. & E. Melchior (2015): Vögel Luxemburgs. natur&ëmwelt asbl., Imprimerie Hengen Print & More: S. 68.
- Peltzer J. (1967): Ungewöhnlich zahlreiche Wasserpieper (Anthus sp. spinoletta) überwintern bei Esch-Alzette. Regulus 9: 7-9.
- Peltzer J. (1967A): Winterquartiertreue beim Wasserpieper, *Anthus spinoletta spinoletta*. Regulus 9: 118-120.
- Peltzer R. (1967): Feststellungen und Gedanken zum Frühjahrszug des Wasserpiepers in unseren Gegenden. Regulus 9:3-8.
- Schuster S., V. Blum, H. Jacoby , G. Knötzsch , H. Leuzinger , M. Schneider, E . Seitz & P. Willi (1983): Die Vögel des Bodenseegebietes. Ornithologische Arbeitsgemeinschaft Bodensee, Konstanz.
- Weiss J. (1986) : Tätigkeitsbericht 1977-84 der Arbeitsgruppe Feldornithologie. Regulus WB 8 : 241-306
- Winkler R. &. L. Jenni (2007): Alters- und Geschlechtsbestimmung europäischer Singvögel. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.

Überprüfung der morphologischen Unterschiede zur Geschlechterbestimmung beim Bergpieper *Anthus spinoletta*

Charel Klein charelklein.lux@gmail.com

Zusammenfassung
Zur Untersuchung der morphologischen Unterschiede zur Geschlechtsbestimmung der Bergpieper *Anthus spinoletta* wurden 351 von 691 Datensätze mit Informationen über die Flügellänge und die Teilfederlänge mittels der Kriterien der Vogelwarte Sempach ausgewertet. Davon konnten 282 (80%) als Männchen und 65 (19%) als Weibchen bestimmt werden. Bei vier Vögeln war keine klare Bestimmung möglich.
Das Ergebnis dieser Untersuchung bekräftigt die Vermutung von verschiedenen Autoren, dass Bergpieper eine Geschlechter getrennte Überwinterung vornehmen und Männchen vor allem nördlich der Alpen anzutreffen sind.

Abstract: **Check of morphological differences to define the sex of the Water pipit *Anthus spinoletta***
To investigate morphological differences between the sexes of the Water pipit *Anthus spinoletta*, 351 of 691 data sets dealing with wing length and partial feather length were evaluated based on the criteria of the Ornithological Station Sempach. 282 individuals (80%) were thus classified as males and 65 (19%) as females. For four pipits, no sex could be defined.
The result of this investigation confirms other authors that found separate winter grounds for both sexes. Male water pipits appear to winter predominantly north of the Alps.

Résumé. **Test des différences morphologiques permettant la définition du sexe du Pipit spioncelle *Anthus spinoletta*.** Sur un total de 691 captures, les données de 351 ont pu être utilisées en considérant les deux critères, longueur de l'aile et longueur partielle d'une plume selon la description de la Vogelwarte Sempach. Le sex-ratio était de 282 (80%) mâles contre 65 (19%) femelles. Quatre individus ne correspondaient pas aux normes. Ces résultat sconforteraient l'opinion de divers chercheurs, qu'il y aurait un dimorphisme sexuel dans les quartiers d'hiver, les mâles étant localisés surtout au nord des Alpes.

Das Geschlecht des Bergpiepers *Anthus spinoletta* kann nicht anhand des Gefieders bestimmt werden, da sich das Federkleid beider Geschlechter nicht unterscheidet und sich bei beiden der Brustbereich im Frühling rosa verfärbt (Winkler 2007, Demongin 2016). Die Vogelwarte Sempach wendet deshalb Flügel- und Teilfederlänge zur Geschlechtsbestimmung an.

Seit dem Jahr 2000 wurden von der luxemburgischen Beringungsstation „Schlammwiss" im dortigen Überwinterungsgebiet 691 Bergpieper im Rahmen eines Bergpieperprojekts gefangen. Bei 648 wurde zwar die Flügellänge vermessen, aber erst ab 2013 bei 351 Vögeln zusätzlich die Teilfederlänge. Dadurch ergab sich die Möglichkeit an diesen eine Geschlechtsbestimmung durch Anwendung der Kriterien der Vogelwarte Sempach (2007) vorzunehmen. Dieser Bericht befasst sich mit den Ergebnissen der Untersuchung und vergleicht sie mit den Ergebnissen anderer Studien von Bergpiepern, die im Überwinterungsgebiet nördlich der Alpen gefangen wurden.

Methoden

Aufnahmegebiet und Beringung

Das Aufnahmegebiet für das Bergpieperprojekt liegt im Vogelschutzgebiet Natura 2000 „Vallée de la Syre de Moutfort à Roodt/Syre“ (Administration du cadastre et de la topographie 2018). Unter Leitung der COL (Centrale Ornithogique de Luxembourg) und Mithilfe von freiwilligen Helfern wurden die Bergpieper seit dem Jahr 2000 im Schilfgebiet bei Übersyren und Mensdorf in aufgestellten Netzen gefangen, gewogen und beringt (Schmitz 2018). Seit dem Jahr 2013 wurden ebenfalls die Flügel- und Teilfederlänge vermessen. In der Tabelle 1 sind einige in der Beringung gebräuchliche Fachwörter und Abkürzungen zusammengefasst.

Tabelle 1: Fachwörter und Abkürzungen.

Fachwort	Abkürzung	Bedeutung
Maximale Flügellänge	FL	Messung der maximalen gebogenen Flügellänge des Vogels
Teilfederlänge	TFL	Länge der P8 Feder

Alle Informationen des Vogels werden während der Beringung in einen Computer eingetragen. Die Beringungsinformationen können später in Excel-Tabellen verwandelt und verwertet werden. Zur Auswertung der Daten wurde ebenfalls R Studio benutzt.

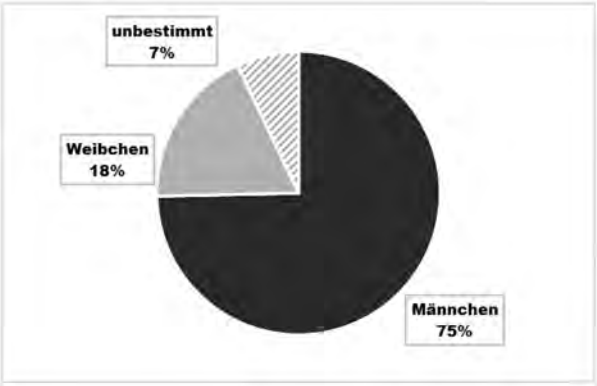
Kriterien zur Geschlechtsbestimmung beim Bergpieper

Laut den Kriterien der Vogelwarte Sempach sind Bergpieper mit einer Flügellänge ab 91mm und einer Teilfederlänge ab 68mm sicher als Männchen bestimmbar. Bei Weibchen beträgt die maximale Flügellänge 88mm und die maximale Teilfederlänge 66mm (Winkler 2007).

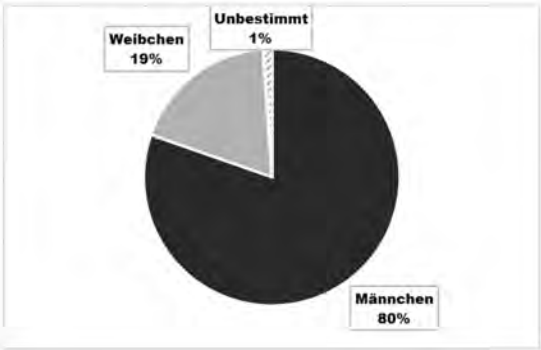
Ergebnisse

Geschlechtsverteilung über die Flügellänge

Eine Auswertung der Daten nur anhand der Flügellänge bei den 351 Bergpiepern führt zum in der Grafik 1 abgebildeten Ergebnis. Demnach sind es 262 Männchen (74,6%), 64 Weibchen (18,2%) und 25 können nicht bestimmt werden (7,1%).



Grafik 1: Kreisdiagramm (n= 351) mit der Geschlechtsverteilung der Bergpieper nur anhand der Flügellänge laut den Kriterien von Sempach.



Grafik 2: Kreisdiagramm (n= 351) mit der Geschlechtsverteilung der Bergpieper anhand der Flügellänge und/oder der Teilfederlänge laut den Kriterien von Sempach.

Die 25 Bergpieper, deren Geschlecht nicht nach den Flügellängen-Grenzwerten von Sempach bestimmt werden kann, werden im nächsten Schritt mithilfe der Teilfederlänge auf ihr Geschlecht hin untersucht. Danach wäre das Geschlecht bei nur noch vier Bergpiepern nicht bestimmbar (Grafik 2). Die Anzahl der Männchen beträgt dann 282 (80,3%) und die der Weibchen 65 (18,5%). Die vier Bergpieper unbestimmbaren Geschlechts machen nur noch 1,1% aus.

Anzumerken ist, dass die Flügellängen für die 21 so bestimmten Vögel in die Bandbreite für ihr jeweiliges Geschlecht fallen, den jeweils angegebenen Grenzwert der Flügellänge für eine sichere Bestimmung aber nicht erfüllen. Auch ergibt die alleinige Anwendung des Kriteriums der Teilfederlänge eine Anzahl von 25 (7,1%) Bergpiepern unbestmmbaren Geschlechts, 286 (81,5%) wären Männchen und 40 (11,4%) Weibchen.

Diskussion

Die Untersuchung der morphologischen Daten führt zum folgenden Resultat: Von 351 vermessenen Bergpiepern konnte mit Hilfe der Kriterien der Vogelwarte Sempach eine Geschlechterverteilung von 80,3% Männchen und 18,5% Weibchen berechnet werden. Nur 1,1% der Vögel konnte keinem Geschlecht zugewiesen werden, da sich die Größenmaße im unbestimmbaren Bereich von 88-91mm in der Flügellänge und 66-68mm in der Teilfederlänge befanden.

Die Bergpieper werden am Schlafplatz ohne Klangattrappe gefangen. Das bevorzugte Anlocken eines bestimmten Geschlechts kann somit ausgeschlossen werden. Der hohe Anteil an Männchen und der geringe Anteil an Weibchen bei den Bergpiepern ist jedoch nicht ungewöhnlich. Andere Studien, die Bergpieper im Überwinterungsgebiet untersucht haben, unter anderem Paulien und Jeromin (1995), Herremans (1987), Glutz von Botzheim & Bauer (1985), Witt (1982), Koning (1982), Krägenow (1980), Tauchnitz (1977) Mester und Prünte (1966), Diesselhorst (1957) und Mester (1957), zeigen einen ähnlichen hohen Anteil an Männchen in Überwinterungsgebieten nördlich der Alpen. Am nächsten kommt die Geschlechterverteilung von 80,3% Männchen in dieser Untersuchung dem Ergebnis von Witt (1982). Seine Studie handelt von überwinternden Bergpiepern in Belgien, wo er ebenfalls einen Anteil von 80% Männchen vermerkte.

Der Vergleich aller Berichte zeigt an, dass mit zunehmender Westrichtung die Anzahl der Bergpieperweibchen steigt, jedoch einen Wert von 45% nicht überschreitet. Meister und Prünte (1966) vermuten mittels der Ringfunde aus Westfalen, dass Weibchen weiter im Westen Europas überwintern. Auch Paulien und Jeromin (1995) vermuten dass Weibchen im Südwesten oder

Süden überwintern. Das Ergebnis dieser Untersuchung bekräftigt somit die Vermutung dieser Autoren, dass die Bergpieper eine teilweise Geschlechter getrennte Überwinterung vornehmen. Zu beachten ist jedoch, dass die Autoren unterschiedliche Kriterien benutzt haben, um das Geschlecht der Bergpieper festzustellen. Eine Bestimmung der Bergpieper wurde nur mit Hilfe unterschiedlicher Größenkriterien der Flügellänge und in keinem Fall von der Teilfederlänge gemacht.

Um die Bestimmung des Geschlechts der Bergpieper sicherer zu gestalten, wäre es sinnvoll bei zukünftigen Beringungen neben der Flügellänge und der Teilfederlänge ebenfalls die Schwanzlänge der Vögel zu vermessen. Dann wäre es möglich, das Geschlecht nach zwei Methoden (Sempach 2007 und Demongin 2016) zu bestimmen und die Resultate miteinander zu vergleichen. Absolute Sicherheit würden aber nur genetische Untersuchungen bringen, anhand derer man die Kriterien der bestehenden Bestimmungsmethoden überprüfen und gegebenenfalls verfeinern könnte.

Danksagung
An dieser Stelle möchte ich besonders bei André Konter und bei Professor Gernot Segelbacher bedanken, die mich während der Bergpieperprojektarbeit betreut und mit vielen hilfreichen Anregungen und konstruktiver Kritik bei der Erstellung dieser Arbeit zur Seite standen.
Ebenfalls möchte ich mich beim Jim Schmitz und der COL bedanken, die mir viele Informationen über die Bergpieper und dessen Beringung in Luxemburg mitteilten, mir erlaubten die gesammelten Daten auszuwerten und mich mit Material für die Beringung unterstützten.
Ein ganz besonderer Dank gilt den freiwilligen Helfern und den Beringern der Vogelberingungsstation „Schlammwiss“, ohne die eine Auswertung für diese Arbeit nicht möglich gewesen wäre. Hauptsächlich möchte ich mich bei den Beringern mit den Initialen CB, CR, DL, EK, JD, MM und RM bedanken.
Meinen Freunden Laura Jacqué, Marco Welter, Dave Lutgen, Max Steinmetz und meiner Familie danke ich besonders für den starken emotionalen Rückhalt und für die Unterstützung während der Projektarbeit; sie hatten stets ein offenes Ohr für meine Sorgen.

Literaturverzeichnis

- Administration du cadastre et de la topographie (2018): Nationaler Geoportail des Großherzogtums Luxemburgs. Zuletzt abgerufen am 30.03 2018 von map.geoportail.lu.
- Demongin L. (2016): Identification guide to birds in the hand. Privately published: 229-231.
- Diesselhorst G. (1957): Nach Geschlechtern getrennter Überwinterungsraum beim Wasserpieper? Vogelwelt 78: 195-196.
- Glutz von Blotzheim U. N. & K. M. Bauer (2001): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 10/ I Passeriformes (1. Teil) Alaudidae-Hirundinidae. Aula-Verlag GmbH, Wiesbaden.
- Herremans M. (1987): Prenuptial moult of migrant Water Pipits in central Belgium. Ringing & Migration 8: 129-134.
- Koning F. (1982): Over fenologie en biometrie van Oever- en Waterpiepers (*Anthus spinoletta*). Limosa 55: 115-120.
- Krägenow P. (1980): Zum Vorkommen des Wasserpiepers (*Anthus spinoletta*) im NSG "Groer Schwerin und Steinhorn" von 1975 bis 1979. Ornithologischer Rundbrief Mecklenburgs 23: 15-23.
- Mester H. (1957): Ein winterlicher Schlafplatz des Wasserpiepers. Vogelwelt 78: 185-189.
- Mester H. & W. Prünte (1966): Wie häufig zieht der Felsenpieper tatsächlich durch das deutsche Binnenland? Anthus 3: 33-43.
- Paulien E.-C. & K. Jeromin (1995): Der Bergpieper (*Anthus spinoletta spinoletta*), ein regelmäßiger Überwinterer in Schleswig-Holstein. Corax 16: 1-8.
- Tauchnitz H. (1977): Beobachtungen an einem Schlafplatz des Bergpiepers bei Halle. Apus 4: 9-14.
- Winkler R. &. L. Jenni (2007): Alters- und Geschlechtsbestimmung europäischer Singvögel. Schweizerische Vogelwarte Sempach: 43-44.
- Witt K. (1982): Der Bergpieper (*Anthus sp. spinoletta*) als Gast im nördlichen Mitteleuropa. Vogelwelt 103: 90-111.

Nachtrag zu Bienenfresser *Merops apiaster* im Saarland

Günter Nicklaus, g.nicklaus@gmx.de

Zusammenfassung: Zum Bericht über Bienenfresser *Merops apiaster* im Saarland (Nicklaus 2017) werden vier Beobachtungen nachgetragen, plus eine fünfte, die grenznah auf französischem Boden gelang. Die Gesamtzahl der Beobachtungen im Saarland beträgt damit 18. Bis auf eine späte Zugbeobachtung fügen sich alle in das bisher bekannte Zeitfenster und Verteilungsmuster ein. Landschaftselemente wie Sand- oder Kiesgruben etc. gab es in der Nähe der Beobachtungsorte bei fast allen Beobachtungen.

Abstract: **Addendum to European Bee-eater *Merops apiaster* in the Saarland**
Four observations are added to the report on the Bee-eater *Merops apiaster* in the Saarland (Nicklaus 2017), plus a fifth record obtained close to the border in France. This brings the total of observations for the Saarland to 18. Apart from one late observation, all others fit into the so far ascertained timeframe and distribution pattern. Almost all observations were made in the vicinity of structural landscape elements such as sand or gravel pits.

Résumé: **Complément à propos du Guêpier d'Europe *Merops apiaster* en Sarre**
Quatre observations complémentaires nous sont parvenues au sujet du Guêpier d'Europe *Merops apiaster* en Sarre (Nicklaus 2017) ainsi qu'une 5e du côté français très proche de la frontière. Le total des observations sarroises s'élève ainsi à 18. A part une observation tardive en période de migration, les autres données concernent la période et l'aire de répartition déjà connues. Presque toutes les observations sont proches de sablières et de gravières.

Nach der Publikation der ersten Übersicht über Nachweise von Bienenfressern *Merops apiaster* im Saarland (Nicklaus 2017) erhielt der Verfasser Kenntnis von weiteren Beobachtungen aus dem behandelten Zeitraum (1957-2017), sodass dieser Nachtrag notwendig wurde.

Tabelle 1: Weitere Beobachtungen von Bienenfressern im Saarland.

Nr.	Jahr	Datum	Anzahl	Ort	Beobachter	Quelle
15	2009	04.05.	1	Bubach	H. Schwartz	OBS-Archiv
16	2015	03.06.	4	Beckingen	L. Hayo	OBS-Archiv
17	2015	25.09.	~17	Gimbweiler/Wolfersweiler	N. Roth	OBS-Archiv
18	2016	06.07.	3	Quierschied	A. Schwab	OBS-Archiv

In Tabelle 1 sind die zusätzlichen Feststellungen aufgelistet. Die Nummerierung nach Nicklaus (2017) wurde dabei fortgeführt. Grau markiert sind Beobachtungsorte in der Nähe von Sand- / Kiesgruben oder ähnlichen Landschaftsstrukturen.

Beobachtungen und Diskussion

Zu 15: Am 04.05.2009 gelang H. Schwartz am Zusammenfluss von Ill und Theel bei Bubach die Beobachtung eines auf einem Ast sitzenden Bienenfressers. Der Beobachtungsort selbst ist eine Auenlandschaft mit den teils etwas angestauten beiden Bächen mit typischer bachbegleitender Busch- und Baumvegetation. Auch Steilhänge sind vorhanden. Luftbilder zeigen westlich davon, zwischen Lebach und Primsweiler, an mehreren Stellen offene Bodenstrukturen, die mit der dort noch in Betrieb befindlichen Sandgrube einen für Bienenfresser potentiellen Rast- oder Brutplatz darstellen. Es wurde nicht überprüft, ob der Vogel länger im Gebiet oder seiner Umgebung verweilte.

Diese Beobachtung war bei Nicklaus (2017) als eine von drei möglichen, jedoch nicht dokumentierten Beobachtungen ohne nähere Details erwähnt. Inzwischen wurde eine Dokumentation nachgereicht.

Zu 16: L. Hayo beobachtete am 03.06.2015 vier durchziehende und für einige Minuten auf Bäumen rastende Bienenfresser in einem überschwemmten Areal im Saartal südlich von Beckingen. Es handelte sich hierbei lediglich um eine Durchzugsbeobachtung in einem für die Art untypischen Rasthabitat. Nachsuchen in den darauffolgenden Tagen blieben erfolglos.

Zu 17: Am 25.09.2015 beobachtete N. Roth nördlich von Gimbweiler (Rheinland-Pfalz) einen Trupp von ca. 17 nach Südwesten ziehenden Bienenfressern, die nördlich von Wolfersweiler ins Saarland einflogen. Hierbei handelt es sich um die bisher späteste Beobachtung im Saarland.

Zu 18: Drei Bienenfresser überflogen am 06.07.2016 rufend den Quierschieder Friedhof, wodurch A. Schwab auf die Vögel aufmerksam wurde. Sie kamen aus Richtung der etwa 1200-1500 Meter entfernten Bergehalde und des unterhalb liegenden Schlammweihers der ehemaligen Grube Göttelborn. Sowohl die offenen Bodenareale und die Steilwände im Haldenbereich wie auch Libellenvorkommen am Schlammweiher könnten hier für die Bienenfresser attraktiv gewesen sein. B. Trockur (in litt.) bestätigt für den Bereich der Halde und des Schlammweihers außerordentlich abundanzstarke Vorkommen einiger Libellenarten (Klein 2004).

Ergänzend sei zu diesen vier saarländischen Beobachtungen auch eine fünfte Beobachtung an der nordwestlichen saarländisch-lothringischen Grenze zwischen Apach (F) und Perl (D) aus dem Jahr 1987 aufgeführt. Sie ist in Tabelle 1 nicht enthalten, da sie auf französischem Boden gelang. A. Werno beobachtete damals Ende Mai im grenzüberschreitenden Naturschutzgebiet Hammelsberg, nur ca. 100 Meter jenseits der Grenze, zwei jagende und kurzzeitig rastende Bienenfresser.

Entlang der Grenze erstrecken sich auf beiden Seiten submediterrane Kalkhalbtrockenrasen, die als Schutzgebiet für zahlreiche xerotherme Tier- und Pflanzenarten ausgewiesen sind. Im Gebiet existieren auch noch Reste eines ehemals auf französischem Territorium betriebenen Kalksteinbruches. Diese Strukturen und die reichen Vorkommen von Fluginsekten, insbesondere Schmetterlingen (Werno 1993), können hier mit dem Auftreten von Bienenfressern in Verbindung gebracht werden.

Wie bei Nicklaus (2017) bereits erwähnt, gelang im Juli 1987 bei Eft-Hellendorf, nur knapp fünf Kilometer vom Hammelsberg entfernt, eine Beobachtung von vier Bienenfressern. Ob beide Beobachtungen in einem Zusammenhang stehen, muss allerdings offen bleiben.

Zu dem vermuteten Brüten von Bienenfressern im Südostsaarland 2017 ist nachzutragen, dass es wohl bei einem Brutversuch blieb, denn es gibt keine anderen Erkenntnisse.
Die Letztbeobachtung der drei Individuen gelang dort am 20.08., einen Tag nach der letzten Beobachtung durch den Verfasser (Nicklaus 2017).

Zusammenfassend bleibt festzuhalten:

- Die Gesamtzahl der Beobachtungen von Bienenfressern im Saarland beträgt damit 18 (nicht 14, wie in Nicklaus (2017) angegeben).
- Bei drei der vier nachgetragenen saarländischen Beobachtungen und der grenznahen bei Apach waren Landschaftselemente wie Sandgruben o. ä. im Umfeld vorhanden – wie bei vielen von Nicklaus (2017) aufgeführten Beobach-tungen ebenfalls.
- Das Ende des Zeitfensters der Präsenz von Bienenfressern im Saarland muss von bisher " Ende August" auf " Ende September" erweitert werden.
- Am Gesamtbild der räumlichen Verteilung der Nachweise hat sich, abgesehen von der Zug-beobachtung an der nordöstlichen Landesgrenze bei Wolfersweiler, keine nennenswerte Veränderung durch die "neuen" Beobachtungen ergeben.

Dank

Für ihre Hinweise und die Überlassung von Beobachtungsdaten danke ich Lothar Hayo, Rolf Klein, Norbert Roth, Alex Schwab, Henning Schwartz, Dr. Bernd Trockur und Andreas Werno.

Literatur

- Klein R. (2004): Die ornithologische Bedeutung der Bergehalde Reden mit Anmerkungen zum Tag der Artenvielfalt 2003 und zu Bergehalden als Sekundärbiotope für Vögel im Saarland. Abh. Delattinia 30: 27-132.
- Nicklaus G. (2017): Bienenfresser *Merops apiaster* im Saarland – Eine Übersicht. Regulus WB 32: 31-38.
- Werno A. (1993): Die Lepidopterenfauna am Hammelsberg bei Perl. Faun.-flor. Not. Saarland 26: 292-308.

Successful hatching and failed raising of a chick by a brown female Great Crested Grebe *Podiceps cristatus*

Auke Terluin & André Konter, E-mail: podiceps@pt.lu

Abstract : In July 2018 a Great Crested Grebe *Podiceps cristatus* family composed of a normally coloured male, a brown female and a normal chick was observed near Drachten, The Netherlands. The pullus apparently did not survive for long, the reasons therefore remained unclear. The consequences of the genetic mutation "brown" affecting eumelanin production for colouring are briefly discussed.

Zusammenfassung: **Erfolgreicher Schlupf und gescheiterte Aufzucht eines Kükens durch einen braunen weiblichen Haubentaucher *Podiceps cristatus***
Im Juli 2018 wurde in den Niederlanden nahe Drachten eine Haubentaucherfamilie *Podiceps cristatus* entdeckt, die sich aus einem normal gefärbten Männchen einem „braunen" Weibchen und einem normalen Küken zusammensetzte. Das Pullus scheint nicht sehr lange überlebt zu haben, die Ursachen dafür bleiben unklar. Die Folgen der genetischen Mutation „Braun", die eine normale Produktion von Eumelanin für die Farbgebung der Vögel verhindert, werden kurz diskutiert.

Résumé: **Éclosion réussie et élevage raté d'un poussin par une femelle de Grèbe huppé *Podiceps cristatus* affecté du défaut génétique « brun »**
Aux Pays-Bas près de Drachten, une famille de Grèbes huppés *Podiceps cristatus* composée d'un mâle normalement colorié, d'une femelle atteint de « brun » et d'un poussin normal est observé en juillet 2018. Apparemment, le poussin n'a pas survécu pendant longtemps pour des raisons peu claires. Les conséquences de la mutation « brun » qui empêche une production normale d'eumélanine pour la pigmentation des oiseaux sont brièvement discutées.

Brown is a genetic defect causing incomplete oxidation of eumelanin. This translates into the plumage of birds by colouring usually blackish and grey to grey-brown feathers in more pale brown to beige tints. In addition, they become subject to bleaching in the sun (Konter 2015, van Grouw 2013). A common root cause in colour aberrant Great Crested Grebes *Podiceps cristatus* appears to be brown: of 123 aberrant individuals analysed by Konter (2015) 27 or 22% were affected by this particular defect. Although brown makes affected grebes look different from their conspecifics, it does not prevent them from finding a partner and breeding.

On 8 July 2018, Betty and Auke Terluin observed a normally coloured Great Crested Grebe paired to a brown individual. In a pond in the surroundings of Drachten, The Netherlands the pair cared for a single small pullus. The present note shall briefly report on the fate of the grebe family.

Methods and place of observation

All observations were recorded by Auke Terluin who visited the ponds on 8, 9, 10, 11, 15, 18, 24 and 27 July and on 15 August 2018. The observation pond was located inside a business park still under construction near Drachten in the north of The Netherlands. Three additional ponds align along the main road and the four ponds are shaped as two interconnected triangles separated by smaller roads.

In autumn and winter the ponds are visited by Mute Swans *Cygnus olor*, different duck species *Anas sp.* and Coots *Fulica atra*. The ponds are quite shallow and full of plants, especially waterweed *Elodea sp.*. Reeds *Phragmites australis* grow along the shore providing good shelter for waterbirds. However, in autumn 2017 the reeds were cut and in spring 2018, a late spell of cold delayed the growth of the new reeds.

Observations of the grebes

The first sighting of the aberrant grebe occurred on 8 July 2018. It was in the company of a normally coloured partner and a small pullus (Fig. 1). The aberrant bird was quite pale overall. Its back appeared nearly white in the sun with just a tinge of pale brown. For the ornamental feathers of the head, the pale chestnut-brown ruff with darker brown ends was still prominent, while the crest appeared very faded (Fig. 2). The eyes were of a glowing red and its beak pale pink. Based on the photos taken on that day and on the next day, Hein van Grouw from the Natural History Museum in Tring, UK, identified a brown mutation in the smaller female of the pair.

On 9 July, the pullus was regularly fed, according to the records mainly or even exclusively by the female while the chick was carried by both parents. On 10 July, the male was initially absent; it preyed on a neighbouring pond from where it soon flew back to its family. Shortly afterwards, the chick was fed by the female. On 11 July, the entire family was present and the female again offered food to the chick.

The next visit to the site was on 15 July. At first, the pond appeared empty of grebes. Then the female was seen to pursue fish on a neighbouring pond. Intensive search on the original pond located the chick sheltering inside the reeds. Left all alone, it anxiously surveyed the surroundings, especially on the approach of bigger birds, such as Coots or Lesser Black-backed Gulls *Larus fuscus* flying over. After half an hour of observation, the female had not yet returned to the chick and of the male, there was no sign at all.

On 18 July, the female was again present on the neighbouring pond. The chick could not be found. As on 15 July, the male was absent. This situation was found unchanged during the visits of 24 and 27 July. During the last visit on 15 August, no more grebes were present.

Discussion

Sighting of brown Great Crested Grebes in The Netherlands occurred already in the past. The oldest record dates back to 1866. Of 27 brown individuals recorded by Konter (2015), six were from The Netherlands. The most recent concerned a brown grebe seen in Stellendam in 2009. For most of the records, independent from the country of occurrence, not much is known about the life-history of aberrant grebes. Concerning the mutation brown, we only have very partial information in five cases. Twice a brown juvenile was cared for by a single normally coloured parent and twice a brown chick was in the company of two normal parents. In one case, a brown chick had also one brown parent.

The inheritance of brown is recessively sex-linked; the gene is always located in the X-chromosome and females cannot be heterozygous for brown. This means that for hatching a brown chick, either the female is brown or the normally coloured male is heterozygous for brown (van Grouw 2013). As a brown male chick therefore needs a heterozygous or brown father and a brown mother, generally only brown females are seen in the wild (van Grouw 2010). Not surprising therefore, the brown grebe observed here near Drachten was a female.

Concerning the survival chances of brown chicks, nothing is known. They might be similar to other grebe chicks and mostly depend on the order of hatching of the pulli. The only chick observed near Drachten did not survive and we can only speculate about the causes. It was regularly coloured. We may therefore assume that desertion by the male was independent of the pullus' colouration. Possibly, the pond did not hold enough adequate food for the pullus. This could explain why the parents were observed preying on the neighbouring pond. The lack of food may have led to starvation by the chick. Alternatively, too often left on its own, it may have become a victim of predation. During observations, the chick appeared quite alert and showed normal behaviour, nevertheless some kind of defect or disease may have caused its death. At the end, we simply don't know.

In the case of the grebe family of Drachten, the observer tried to follow its fate. Too often, however, we are satisfied with the detection of an aberrant bird. We are already less interested in defining the real causes of an aberration or in life-histories, perhaps because different genetic defects can cause similar looking abnormal appearances and observation efforts are time consuming. And even if we continue observations, the results are seldom published. As a consequence and excluding albinism, our knowledge about the survival chances or the breeding success of aberrant birds is poor and we might wish to increase it.

Literature:

- Konter A. (2015): Aberrant plumages in grebes Podicipedidae – An analysis of albinism, leucism, brown and other aberrations in all grebe species worldwide. Ferrantia 72.
- Van Grouw H. (2010): How to recognise colour aberrations in birds (in museum collections). J. Afrotropical Zoology, special issue: 53-59.
- Van Grouw H. (2013): What colour is that bird? The causes and recognition of common colour aberrations in birds. British Birds 106:17-29.

Fig. 1: Male Great Crested Grebe (left) and chick fed by the brown and therefore much paler female (right) on 18 July (Photo A. Terluin).

Fig. 2: Brown female Great Crested Grebe carrying the pullus; the differences in the intensity of the colours in both birds are apparent (Photo A. Terluin).

A
Abies alba 5
Accipiter gentilis 21
Acrocephalus dumetorum 76
Aegithalos caudatus 9
Aix galericulata 80
Aix sponsa 80
Anser albifrons 81
Anser erythropus 81
Anser indicus 80
Anthus cervinus 82
Anthus pratensis 45, 81
Anthus spinoletta 83, 92
Aquila chrysaetos 81
B
Bonasa umbellus 26
Branta canadensis 80
Branta leucopsis 80
Buteo lagopus 73
C
Calcarius nivalis 79
Calidris temminckii 75
Callonetta leucophrys 80
Carduelis cannabina 45
Certhia familiaris 7
Cervus elaphus 26
Cettia cetti 76
Charadrius morinellus 73
Chenonetta jubata 80
Circus cyaneus 73
Circus macrouros 73
Corylus avellana 5
Cygnus atratus 80
Cygnus columbianus 72
Cygnus olor 100
E
Elanus caeruleus 73
Emberiza cia 79
Emberiza cirlus 79, 82
Emberiza citrinella 45
Emberiza pusilla 79
Eremophila alpestris 76, 79, 81
F
Fagus sylvatica 6
Falco vespertinus 73
Ficedula albicollis 78
Fulica atra 49, 100
G
Gavia immer 72
Gavia stellata 72
Gypaetus barbatus 80
Gyps fulvus 73
H
Haemantopus ostralegus 73
Hydroprogne caspia 75, 81
L
Lanius collurio 36
Larus argentatus 75
Larus cachinnans 75
Larus fuscus 75, 100
Larus michahellis 75
Limosa lapponica 74
Luscinia luscinia 78
Luscinia megarhynchos 81
M
Martes martes 26
Melanitta nigra 72
Meles meles 26
Mergus merganser 72
Mergus serrator 72
Merops apiaster 96
Microtus arvalis 45
Motacilla flava cinereocapilla 81
N
Nycticorax nycticorax 72
O
Otus scops 76
P
Parus montanus 7
Parus palustris 7
Phalaropus fulicarius 74
Phragmites australis 100
Phylloscopus collybita 9
Phylloscopus inornatus 76, 81
Picea abies 5
Platalea leucorodia 72
Podiceps auritus 50
Podiceps cristatus 47, 99
Podiceps grisegena 50, 72
Podiceps nigricollis 72
Porzana parva 73, 81
Procyon lotor 26
Prunus spinosa 5
Pseudotsuga menziesii 19
Psittacula krameri 81
Ptyonoprogne rupestris 76, 81
S
Saxicola rubetra 45
Scolopax rusticola 6
Somateria mollissima 81
Sorbus aucuparia 5
Sterna hirundo 75
Sterna paradisaea 75
Sterna sandvicensis 75
Sus scrofa 26
Sylvia melanocephala 77
T
Tachybaptus ruficollis 52
Tadorna cana 80
Tadorna ferruginea 80
Tetrastes bonasia 2, 71
Tetrastes bonasia rhenana 1, 18
Tetrastes bonasia rupestris 10, 24
Tetrastes bonasia styriaca 5, 16
Tichodroma muraria 77
Turdus merula 6
Turdus viscivorus 6
V
Vulpes vulpes 26