

Vergleichende Untersuchung zum Einfluss von Huftieren auf das Vorkommen der Waldeidechse (*Zootoca vivipara*) in Randflächen eines degenerierten Hochmoores in Norddeutschland

Jörn Krütgen

1 Einleitung

Große Pflanzenfresser üben durch ihr Verhalten einen zum Teil beträchtlichen Einfluss auf ihren Lebensraum aus. Dies zeigt sich am Beispiel von Beweidung, welche als landschaftspflegerische Maßnahme zum Erhalt von Lebensräumen für Arten offener und halboffener Habitate genutzt wird. Aber auch frei lebende Huftiere wie Hirschartige beeinflussen durch ihre Funktion als „Ökosystem-Ingenieur“ (vgl. JONES et al. 1994) ihren Lebensraum in ähnlicher Weise und können durch Verlangsamung der Sukzession Habitate von lichtbedürftigen Organismen (VERA et al. 2006) so auch von Reptilien erhalten (VÖLKL et al. 2004). Im Juli und August 2010 wurde im Zuge des Forschungsvorhabens „Wild und Biologische Vielfalt“ (vgl. RECK et al. 2009) das lokale Vorkommen der Waldeidechse (*Zootoca vivipara*) auf Randflächen des Kiebitzholmer Moores bei Negernbötel (Kreis Segeberg, Schleswig-Holstein) untersucht. In diesem Gebiet, das sich durch eine relativ hohe Wilddichte auszeichnet (KRÜTGEN 2011a), wurde die sommerliche Verteilung von Waldeidechsen auf einer Rinderweide mit der auf angrenzenden Offenlandbiotopen unter Wildeinfluss (Damwild) verglichen. Es sollte untersucht werden, wie sich das Offenhalten von potentiellen Habitaten der Waldeidechse durch unterschiedliche Weidetiere auf deren Eignung als Sommerlebensraum auswirkt.

2 Methodik

Untersuchungsgebiet

In und am Rand des ehemaligen Staatsforstes Kiebitzholm existieren auf beiden Seiten der Bundesautobahn A 21 Reste ehemals größerer Sandtrockenrasen und -heiden. Vor allem in den nördlichen und westlichen Randbereichen befinden sich zudem größere Feuchtgrünland- und Moorflächen. Im Südwesten existieren mehrere aufgelassene Kiesgruben. Im Untersuchungsgebiet dominieren sandige Böden infolge glazifluviatiler Ablagerungen welche in den Niederungen im Norden, Westen und Südosten von Moorböden abgelöst werden (vgl. WINKLER & KRÜTGEN 2010).

Zwischen dem 21.07.2010 und 09.08.2010 wurden fünf Probeflächen (A bis D) auf Vorkommen der Waldeidechse hin untersucht. Fast alle Flächen liegen im direkten Umfeld des Kiebitzholmer Moores westlich der Grünbrücke Kiebitzholm und bilden einen zusammenhängenden Habitatkomplex für die Waldeidechse. Einzig Fläche D liegt östlich der Autobahn in unmittelbarer Nähe zur Grünbrücke Kiebitzholm (s. KRÜTGEN 2011b).

Fläche A (Abb. 1) ist eine ehemalige Ackerfläche, die nachdem sie im Zuge einer Ausgleichsmaßnahme abgeschoben wurde ein sandiges, nährstoffarmes Substrat aufweist. Nach DRACHENFELS (2011) handelt sich um ein artenarmes Extensivgrünland trockener Mineralböden (GET), das jedoch von Besenheidebeständen durchsetzt ist. Die Vegetationshöhe beträgt überwiegend 20 bis 40 cm. Die Fläche wird von Damwild (*Dama dama*) regelmäßig als Äsungsfläche genutzt, was zu einem stark gehemmten Gehölzaufwuchs führt (s. Abb.1).

Fläche B1 (Abb. 2) ist ein Ausschnitt einer Ganzjahresweide für Galloway-Rinder. Die Weide umfasst hierbei verschieden feuchte Randbereiche eines degenerierten Hochmoorkomplexes mit Übergängen von Torf zu Sand. Der Untersuchungsplot (B1) liegt auf einem Sandrücken. Der Biotoptyp wird als sonstiger Sandtrockenrasen (RSZ) angesprochen (DRACHENFELS 2011). Auf den mineralischen Böden wachsen Besenheide (*Calluna vulgaris*) und Süßgräser durchsetzt von Besenginster (*Cytisus scoparius*). Aufgrund einer sehr hohen Beweidungsintensität beträgt die Vegetationshöhe maximal etwa fünf Zentimeter.

Fläche B2 (Abb. 3) bildet einen anderen Ausschnitt aus der oben genannten Extensivweide (s. Fläche B1). Sie liegt am Übergang des Sandrückens zum Moor. Der Boden wird von Torf dominiert. Die Vegetation bilden Süßgräser die mit Gruppen von Flatter-Binsen (*Juncus effusus*) durchsetzt sind. Die Vegetationshöhe variiert hier zwischen fünf und 60 cm. Nach DRACHENFELS (2011) handelt es sich um sonstiges feuchtes Extensivgrünland (GEF).

Fläche C (Abb. 4) wird ebenfalls als sonstiges feuchtes Extensivgrünland (GEF) angesprochen, wobei die Nutzung hier seit einigen Jahren aufgegeben wurde (Ausgleichsmaßnahme mit Entwicklungsziel Prozessschutz). In Folge wurde die Fläche nahezu flächendeckend von Flatter-Binsen bestanden, welches von Pfeifengrasbulten (*Molinia spec.*) durchsetzt ist. Den Boden bildet Torf. Die Vegetationshöhe beträgt etwa 60 cm. In Teilen werden die Flatterbinen und das Pfeifengras von Damwild niedergelegen, welches die Fläche als Ruheplatz nutzt, so dass Bereiche niedriger, trockener Vegetation entstehen (vgl. KRÜTGEN 2011a).

Fläche D (Abb. 5) liegt als einzige Fläche östlich der Autobahn. Es handelt sich um einen Teil einer aufgelassen Abbaugrube. Aufgrund ihrer Vegetationsstruktur, die Fläche A ähnelt und einem zu Fläche B vergleichbaren Biotoptyps (RSR – Basenreicher Sandtrockenrasen) bei gleichzeitig intensiver Nutzung durch Damwild, wurde die Fläche mit in die Auswertung aufgenommen.

Untersuchungsdesign

Nachdem im Juni 2010 während einer Fang-Wiederfang-Untersuchung des Stierkäfers (*Typhaeus typhoeus*) regelmäßig Waldeidechsen in den Bodenfallen gefunden wurden, wurde das Design leicht modifiziert und für die vorliegende Untersuchung übernommen. Ziel der Untersuchung war es zu zeigen, ob Unterschiede in der Präferenz der Flächen aufgrund der unterschiedlichen Nutzungsform (Rinder vs. Damwild) bestanden.

Zu diesem Zweck erhielt jede Fläche einen Untersuchungsplot bestehend aus 25 Becherfallen. Eine Falle bestand aus zwei ineinander gestellten Kunststoffbechern mit einem Volumen von jeweils 0,25 l. Die Becher wurden in fünf Reihen a fünf Becher eingegraben.



Abb. 1: Fläche A



Abb. 2: Fläche B1



Abb. 3: Fläche B2



Abb. 4: Fläche C



Abb. 5: Fläche D

Der Abstand zwischen den Bechern betrug jeweils etwa fünf Meter. Somit ergab sich ein Fangquadrat von 20 mal 20 Metern (vgl. KRÜTGEN 2011b). Um Rückschlüsse auf die Nutzung der jeweiligen Untersuchungsfläche durch Waldeidechsen machen zu können, wurde bei der Wahl der Plots darauf geachtet, dass diese die vorherrschende Vegetationsstruktur der Fläche widerspiegeln und sich in größtmöglichem Abstand zu Saumstrukturen wie Zäunen, Knicks oder Waldrändern und Gewässern befanden. So sollten Randeffekte, wie ein Einwandern von Tieren, die an diesen Strukturen leben, minimiert werden. Die Vegetationsstruktur innerhalb der Plots war jeweils homogen. Die Kontrollen der Fallen erfolgten täglich am Vormittag, wobei die Tiere den Fallen entnommen wurden und nachdem sie mittels Opalith-Plättchen individuell markiert (vgl. JOHNSON 2005) und fotografiert wurden an ihrem Fundort wieder frei gelassen wurden. Bei jedem Fang wurde die Nummer des Tieres, die Altersklasse und bei adulten Tieren das Geschlecht sowie die Fallnummer notiert. Die Altersklassen bilden, adulte (geschlechtsreife), subadulte (vorjährige) sowie juvenile (diesjährige) Tiere.

Für die statistischen Analysen zur Beurteilung möglicher Unterschiede in der Nutzungintensität der Flächen durch die Waldeidechsen wurden als vergleichendes Maß die Erstfänge pro Fläche und Tag miteinander verglichen. Aufgrund einer mangelnden Normalverteilung der Daten wurden Median-Tests verwendet (WHEATER et al. 2011). Für Mehrfach-Paar-Vergleiche wurde mit Hilfe des Statistikprogrammes PAST (HAMMER 2011) ein KRUSKAL-WALLIS-Test mit Alpha-Fehler-Kumulierung nach BONFERRONI angewandt, bei Einzelpaarvergleichen ein MANN-WHITNEY-Test.

Für den Vergleich der Beweidung/Äsung wurden zwei Gruppen gebildet. Zum einen die Gruppe „Rind“ die aus der täglichen Summe an Fängen auf der Rinderweide (Fläche B1+B2) bestand und die Gruppe „Wild“ welche aus der Fangzahl von Fläche A und C resultierte. Hier wurden ausschließlich die benachbart liegenden Flächen westlich der A 21 verwendet und Fläche D ausgespart.

3 Ergebnisse

Fläche	Biotop	Nutzung	ad m	ad w	sub	juv	Summe	Wiederfänge
Fläche A	GET	Wild	6	3	2	7	18	1
Fläche B1	RSZ	Rind	0	0	0	0	0	0
Fläche B2	GEF	Rind	0	3	1	0	4	0
Fläche C	GEF	Wild	2	1	0	3	6	0
Fläche D	RSR	Wild	11	2	0	4	17	1

Tab. 1: Individuen je Fläche; ad: adult, sub: subadult, juv: juvenile, m: männlich, w: weiblich.

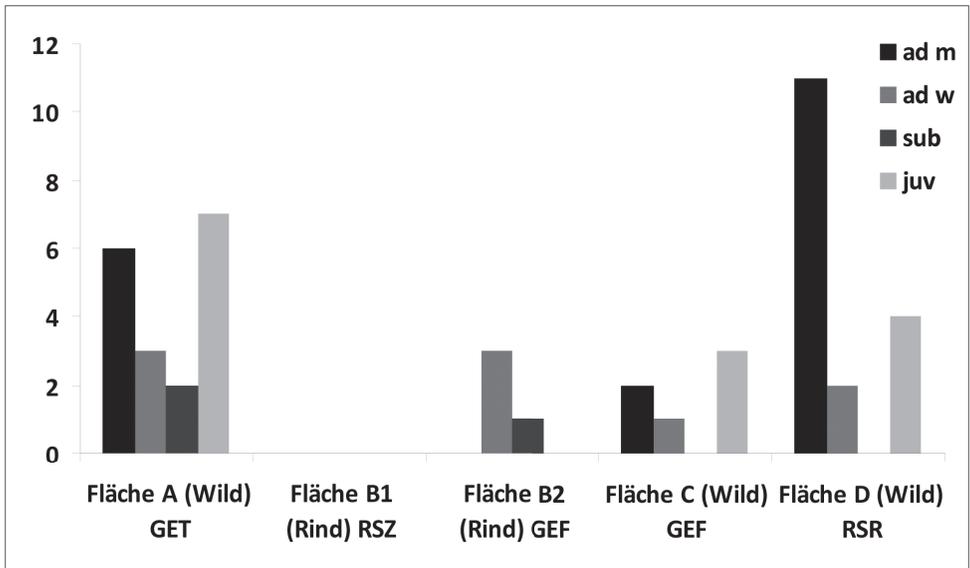


Abb. 6: Anzahl gefangener Individuen je Fläche, Nutzung, Biotyp.

Die weitaus meisten Waldeidechsen wurden mit 18 beziehungsweise 17 Tieren auf den Wildäsuungsflächen trockener Standorte (A und D) gefangen, auch gelangen hier die einzigen Wiederfänge (je ein Weibchen). Dagegen wurden auf der Rinderweide am trockenen Standort (B1) keine Tiere und im feuchten Grünland (B2) mit vier Tieren die wenigsten Tiere gefangen. Auch das feuchte Grünland unter Wildeinfluss (C) wies mit sechs Tieren eine vergleichsweise geringe Fangzahl auf.

Während der Untersuchung überwogen die Fänge adulter Männchen. Auf Fläche D wurden mit elf Exemplaren die meisten Tiere dieser Kategorie erfasst, gefolgt von Fläche A mit sechs und Fläche C mit zwei Tieren. In beiden Fallenplots auf der Rinderweide konnten keine Männchen gefangen werden. Drei Weibchen wurden auf Fläche A erfasst, genauso viele Tiere auf Fläche B2, zwei Tiere auf Fläche D und ein Exemplar auf Fläche C. Subadulte Tiere wurden auf Fläche A (2) und auf Fläche B2 (1) gefangen. Wie schon Männchen konnten juvenile Tiere nicht auf der Rinderweide nachgewiesen werden, wobei auf Fläche A sieben Tiere und auf Fläche D vier und auf Fläche C drei Individuen erfasst wurden.

Betrachtet man die Biotypen, so wurden die meisten Individuen im artenarmen Extensivgrünland trockener Standorte (GET) gefangen. Demgegenüber konnten auf dem beweideten sonstigen Sandtrockenrasen (RSZ) keine Tiere nachgewiesen werden. Der Basenreiche Sandtrockenrasen (RSR) unter Damwild-Beäsung weist dagegen eine ähnlich hohe Individuenzahl auf wie das GET (17 zu 18) auf. Betrachtet man das Feuchtgrünland (GEF) so wurden auf der vom Wild genutzten Fläche sechs Tiere und auf der Rinderweide vier Individuen gefangen.

Die statistischen Analysen zeigen, dass sich die Flächen bezüglich der täglichen Zahl an Eidechsenfängen statistisch signifikant unterscheiden (KRUSKAL-WALLIS-Median-Test: $p < 0,05$). Die

Einzel-Paarvergleiche zeigen jedoch, dass dies nur für den Vergleich der Wildäsungsflächen (A, D) mit der Rinderweide (B1) gilt ($p < 0,01$; korrigiert nach BONFERRONI). Alle weiteren Paarvergleiche ergeben keine Signifikanzen ($p > 0,05$).

Für die Biotoptypen ergibt sich daraus, dass sich GET und RSR signifikant von RSZ unterscheiden, jedoch nicht voneinander und von GEF. GEF unterscheidet sich zudem nicht signifikant von den anderen Biotoptypen.

Der MANN-WHITNEY-Paarvergleich ergab zudem, dass die tägliche Summe an Eidechsenfängen auf den Flächen der Nutzungsgruppe „Wild“ (A+C) signifikant höher lag als auf denen der Gruppe „Rind“ (B1+B2) ($p < 0,01$).

4 Diskussion

Da die Vegetationsstruktur innerhalb der Plots jeweils homogen und repräsentativ für die umgebende Fläche war erscheint das Erfassungsdesign passend, zudem sollte die Dichte und Verteilung an Fallen (25 auf 400 m²) ausreichen, um Waldeidechsen mit Aktions- und Bewegungsradien von circa fünf bis 60 m (vgl. HOFMANN et al. 2005) innerhalb der Plots zu fangen. Insgesamt betrachtet konnten mit Hilfe der angewandten Methodik Waldeidechsen je nach Untersuchungsfläche in relativ großer Zahl gefangen werden. Es ließen sich zudem beide Geschlechter sowie alle Altersklassen erfassen. Demgegenüber gelangen während der Kontrollen kaum Sichtbeobachtungen, was den relativ hohen (sommerlichen) Temperaturen im Untersuchungszeitraum geschuldet sein dürfte (Maximaltemperatur nicht unter 20°C). Die Tiere benötigten weniger Zeit zum Erreichen der optimalen Körpertemperatur und zeigten eine verstecktere Lebensweise (vgl. DELY & BÖHME 1984). Zudem erfolgten die Kontrollen nicht zu den hierfür optimalen Zeiträumen, wie zum Beispiel am frühen Morgen. Ein Vorteil der Methodik ist, ähnlich wie beim Einsatz künstlicher Verstecke, die Standardisierung des Untersuchungsdesigns (vgl. HACHTEL et al. 2009). Hiermit kann sichergestellt werden, dass Ergebnisse auf unterschiedlichen Untersuchungsflächen, die gegebenenfalls durch unterschiedliche Personen gewonnen wurden, ihre Vergleichbarkeit behalten. Negativ kann sich der Eingriff auf die Vegetation durch das Eingraben und regelmäßige Kontrollieren der Fallen auswirken. Zudem zeigte der Verlust zweier Tiere die Notwendigkeit einer täglichen, besser zweimal täglichen Kontrolle der Fallen (vgl. Krütgen 2011b).

Bei der Interpretation der Ergebnisse muss beachtet werden, dass Bodenfallen nicht die Besiedlungsdichte, sondern die Aktivitätsdichte messen. Diese ist von der Populationsdichte und Eigenaktivität/Bewegungsaktivität (Anzahl, Dauer und Radius der Bewegungen), des betrachteten Organismus abhängig (SAUERMOST & FREUDIG 1999, BRUNOTTE 2002). Da die Erhebung im Hochsommer stattfand, ist von einer erhöhten Bewegungsaktivität der wechselwarmen Waldeidechse auszugehen. Nach GLANDT (2001) legen Männchen allgemein an warmen Tagen größere Strecken als Weibchen zurück, sodass zudem von einer größeren Aktivitätsdichte der Männchen auszugehen ist. Dies könnte insgesamt zu einer höheren Effizienz von Bodenfallen, insbesondere bei Männchen, führen. Weibchen, vor allem gravide Tiere, sollten dagegen eher unterrepräsentiert sein. Die Vegetationsstruktur könnte sich dabei positiv wie negativ auf die Fangzahl auswirken. So führt ein Strukturreichtum potentiell zu einer höheren Besiedlung bei gleichzeitiger Verringerung der Effizienz der Fallen aufgrund eines höheren Laufwiderstandes. Zudem können sich die Tiere in Ebenen über dem Boden und somit der Fallen aufhalten und bewegen.

Die Verteilung der Fänge in den verschiedenen Plots kann auf die vorherrschende Vegetationsstruktur zurückgeführt werden. Diese ist zum einen dem Biotoptyp, zum anderen der Nutzung geschuldet. Fläche A weist die meisten Fänge auf und ist dabei die einzige Fläche, auf der alle Altersklassen und beide Geschlechter nachgewiesen wurden. Dies spricht dafür, dass die Fläche dauerhaft von einer (Teil-)Population genutzt wird. Die geringe Zahl an Wiederfängen zeigt jedoch, dass keine besondere Ortstreue einzelner Individuen nachweisbar war. Ähnlich verhält es sich mit Fläche D, wobei hier keine subadulten Tiere gefangen wurden. Beide Flächen wiesen eine hohe Strukturvielfalt bei einer nahezu geschlossenen Vegetationsdecke auf. Die verfilzte Grasnarbe bot dabei nicht nur Sonnenplätze auf abgestorbener oder heruntergedrückter Vegetation sondern diente gleichzeitig als Deckung. Die Tiere tauchten bei Gefahr in die Vegetation ab (eigene Beobachtung). Dort sollten sie zudem ein geeignetes Mikroklima mit niedrigeren Temperaturen und erhöhter Luftfeuchte vorfinden, was sich positiv auf das Vorkommen der Waldeidechse auswirken sollte (GLANDT 2001). Fehlt diese Vegetationsdecke, wie im Fall von Fläche B1, führt dies zu einem lokalen Verschwinden der Art. Während der Untersuchung konnte im näheren Umfeld der Fallen lediglich ein fliehendes Alttier beim Überqueren der Fläche gesichtet werden. Die degradierte Vegetation führt zu einem zumindest im Hochsommer unpassenden, trockenen und warmen Kleinklima bei gleichzeitigem Mangel an Deckung zum Schutz oder zur Thermoregulation. Nimmt die Strukturvielfalt wieder zu, steigen auch die Fangzahlen an. Dies zeigt sich im Fall von Fläche B2. Drei Viertel der hier gefangenen Tiere wurde ausschließlich in unmittelbarer Nähe zu Bulten der Flatterbinse gefangen. Die Bulte bieten Schutz vor Feinden und bilden Orte zur Thermoregulation und Windschutz. Die Fläche weist zudem eine höhere Grundwassernähe auf, was mit einer erhöhten Bodenfeuchte und bodennahen Luftfeuchte einhergeht. Das Gleiche gilt für Fläche C, wobei hier die Strukturvielfalt und Vegetationsdichte sehr viel höher war als auf Fläche B2 unter Rinderbeweidung. Dies wirkte sich kaum auf die Fangzahl aus, die mit sechs Tieren nur leicht höher lag als auf Fläche B2 mit vier Eidechsen, wohl aber auf die Zusammensetzung der Fänge. So konnten hier relativ viele Jungtiere (50 %) sowie Adulti beider Geschlechter nachgewiesen werden. Die relativ geringe Fangzahl lässt sich gegebenenfalls über den höheren Laufwiderstand erklären, was sich negativ auf die gemessene Aktivitätsdichte auswirken würde (s. o). Die Ergebnisse zeigen, dass die Unterschiede in der Anzahl und der Zusammensetzung der Fänge nicht allein auf den Biotoptyp zurückzuführen sind, was der Vergleich von Fläche B1 mit Fläche D verdeutlicht. Trotz eines vergleichbaren Biotoptyps konnten auf Fläche B1 keine Tiere nachgewiesen werden, dagegen auf Fläche D die Zweitmeisten. Dies deckt sich mit den Beobachtungen anderer Autoren, die auf negative Auswirkungen einer zu hohen Beweidungsintensität, allen voran durch Rinder, für Reptilien (STRIJBOSCH 1999, 2002) oder im speziellen in Heidegebieten (LAKE et al. 2001) hinweisen. LAUFER (2004) zeigt, dass sich die Beweidung durch Rinder negativ auf das Vorkommen der Kreuzotter (*Vipera berus*) auswirken kann, was er auf die Degradation von Sonnenplätzen (Verbiss Zwergsträucher) zurückführt. Die Beäsung durch Damwild ist dagegen sehr viel sanfter als durch Rinder und gilt als vergleichbar mit der Beweidung durch Schafe (BUNZEL-DRÜKE et al. 2008). Auch der Vertritt ist nicht so stark wie durch die sehr viel massigeren Rinder, was beispielsweise auf Heideflächen zu Problemen führen kann (STUMPEL 2004). Nichtsdestotrotz bleibt zu beachten, dass ohne eine Beweidung die beprobten Flächen bereits durch Verbuschung, vor allem durch Birkenaufwuchs, in ihrer Eignung als Lebensraum für

die Waldeidechse eingeschränkt worden wären und Grenzlinien wie Wald- und Wegränder, die allgemein eine hohe Bedeutung als Lebensraum für die Art besitzen (GLANDT 2001), bereits verloren gegangen wären. Auch LAUFER (2004) spricht sich für eine Beibehaltung der Beweidung zum Erhalt der Offenlandflächen aus. Um beweidete Flächen attraktiver für eine Besiedlung durch Reptilien zu machen, böte es sich an Strukturen und Säume auch innerhalb der Weide zu entwickeln. Dies könnten zum Beispiel Lesesteine, Reisig- oder Totholzhaufen sein. Um mögliche Konflikte mit anderen Zielen des Natur- und Artenschutzes zu vermeiden (z. B. Erhalt eines offenen, weiten Landschaftsbildes) könnten diese Strukturen auch relativ flach gehalten sein. Zudem sollten sensible Bereiche, wie Waldränder so gestaltet werden, dass bestehende scharfe Nutzungsgrenzen, auch durch zumindest temporäre Auszäunungen, aufgelockert werden damit strukturierte Ökotope entstehen können (vgl. VÖLKL et al. 2004).

Die Ergebnisse verdeutlichen die Rolle wildlebender Huftiere als wichtiger Bestandteil natürlicher Prozesse in einem Ökosystem für den Erhalt von Offen- und Halboffenlandflächen von denen auch Reptilien profitieren können (vgl. VÖLKL et al. 2004). Damwild gilt als vorwiegend grasfressender Mischäser, der vor allem in Wintermonaten auch Zwergsträucher als Nahrung aufnimmt (UECKERMANN & HANSEN 2002), so dass eine landschaftspflegerische Nutzung des Wildes, wie zum Beispiel von Dam- und Rotwild (*Cervus elaphus*) in Heidegebieten in Dänemark (Buttenschön 2012), möglich scheint. Aus Sicht des Reptilienschutzes handelt es sich im geschilderten Fall augenscheinlich sogar um ein passenderes Management. Voraussetzung hierfür ist jedoch ein auf die Ziele des Naturschutzes abgestimmtes Wildtier- und Jagdmanagement unter Berücksichtigung der Interessen Dritter (z. B. Land- und Forstwirtschaft). Beispielsweise sollten Freiflächen, die einen Reptilienlebensraum darstellen und vom Wild als Äsung genutzt werden Jagdberuhigt werden. Die Reduktion von Störungen auf diesen Flächen führt dazu, dass sich Rot- und Damwild sicherer fühlt und auch bei Tage zum Grasen erscheint. Hierdurch würden nicht nur die Flächen langfristig erhalten werden sondern auch Schäden im Forst (z. B. durch „Wartezimmer-Verbiss“) reduziert werden (HOFMANN 2012).

Danksagung

Ich danke KERRIN MÜLLER, Schönböken für die Bereitstellung ihrer Biotoptypenkartierung. CHRISTIAN WINKLER, Bordesholm und UWE MANSKE, Hannover seien für die kritische Durchsicht des Manuskriptes gedankt. Die Untersuchungen am Institut für Natur- und Ressourcenschutz der CAU zu Kiel werden gefördert durch die Stiftung natur+mensch.

5 Literatur

- BRUNOTTE, E. (Hrsg.) (2002): Aktivitätsdichte. – In: Lexikon der Geographie. Bd. 1. – Spektrum, Heidelberg.
- BUNZEL-DRÜKE, C., C. BÖHM, P. FINCK, G. KÄMMER, R. LUICK, E. REISINGER, U. RIECKEN, J. RIEDL, M. SCHARF & O. ZIMBALL (2008): Wilde Weiden – Praxisleitfaden für Ganzjahresbeweidung in Naturschutz und Landschaftsentwicklung. – ARBEITSGEMEINSCHAFT BIOLOGISCHER UMWELTSCHUTZ IM KREIS SOES E.V. (Hrsg.), Bad Sassendorf-Lohne.
- BUTTENSCHÖN, R. (2012): The role of fences in Danish deer management. – In: SANDOM, C., SVENNING, J.-C. & R. EJRNAES (HRSG.): Rewilding as tool and target in the management for biodiversity – A one day symposium for scientists, managers and stakeholders. – programme and abstracts: 31-32.

- DELY, O. G. & W. BÖHME (1984); *Lacerta vivipara* Jacquin, 1787 – Waldeidechse. – In: BÖHME, W. (Hrsg.): Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas, Bd. 2/1. – Wiesbaden (Aula): 362-393.
- DRACHENFELS, O. V. (2011): Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen unter besonderer Berücksichtigung der gesetzlich geschützten Biotope sowie der Lebensraumtypen von Anhang I der FFH-Richtlinie, Stand März 2011. – Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen, Heft A/4, Hannover: 1-392.
- GLANDT, D. (2001): Die Waldeidechse – unscheinbar – anpassungsfähig – erfolgreich. – Beiheft der Zeitschrift für Feldherpetologie 2, Laurenti-Verlag, Bochum.
- HACHTTEL, M., P. SCHMIDT, U. BROCKSIEPER & C. RODER (2009): Erfassung von Reptilien – eine Übersicht über den Einsatz von künstlichen Verstecken (KV) und die Kombination mit anderen Methoden. – In: HACHTTEL, M., M. SCHLÜPMANN, B. THIESMEIER & K. WEDDELING (Hrsg.): Methoden der Feldherpetologie. – Supplement der Zeitschrift für Feldherpetologie 15, Laurenti-Verlag, Bielefeld: 85-134.
- HAMMER, Ø. (2011): PAST – Reference manual. – Internet: <http://folk.uio.no/ohammer/past/past.pdf> [Abruf: 22.11.2011].
- HOFMANN, S., W.-R. GROSSE & K. HENLE (2005): Zur Dispersion der Waldeidechse (*Zootoca vivipara*) in der naturnahen Landschaft. – Zeitschrift für Feldherpetologie 12: 177-196.
- HOFMANN, R. R. (2012): Über Wechselwirkungen von Wald und Wild – eine uralte Geschichte der Ko-Evolution. – Der Wildhüter 4/2012: 22-28.
- JOHNSON, M. A. (2005): A New Method of Temporarily Marking Lizards. – Herpetological Review 36/3: 277-279.
- JONES, C. J., J. H. LAWTON & M. SHACHAK (1994): Organisms as ecosystem engineers. – Oikos, 69: 373-386.
- KRÜTGEN, J. (2011a): Schaffung von Lebensraumstrukturen für Reptilien durch Schalenwild. – RANA 12: 64-66.
- KRÜTGEN, J. (2011b): Einsatz von Bodenfallen zur Erfassung der Waldeidechse (*Zootoca vivipara*). – Zeitschrift für Feldherpetologie 18/2: 149-160.
- LAKE, S., J. M. BULLOCK & S. HARTLEY (2001): Impacts of livestock grazing on lowland heathland. – English Nature Research Reports, Number 422.
- LAUFER, H. (2004): Auswirkungen der Schaf- und Rinderbeweidung auf die Kreuzotter (*Vipera berus*) – erste Ergebnisse. – In: JOGER, U. & R. WOLLESEN (Hrsg.): Verbreitung, Ökologie und Schutz der Kreuzotter (*Vipera berus* [LINNAEUS, 1758]). – Mertensiella 15: 302-309.
- RECK, H., C. THIEL-EGENTER & A. HUCKAUF (2009): Pilotstudie „Wild + Biologische Vielfalt“. – 192 S.
- SAUERMOST, R. & D. FREUDIG (Red.) (1999): Aktivitätsdichte. – In: Lexikon der Biologie, Bd. 1, Spektrum, Heidelberg.
- STRIJBSOSCH, H. (1999): Reptielen en Begrazing. – Meetnet Reptielen, Nieuwsbrief 15, RAVON Werkgroep Monitoring: 11-15.
- STRIJBSOCH, H. (2002): Reptiles and grazing. – vakblad Natuurbeheer 41, 28-30.
- STUMPEL, A. H. P. (2004): Reptiles and amphibians as targets for nature management. – Dissertation Universität Wageningen.
- UECKERMANN, E. & P. HANSEN (2002): Das Damwild. Biologie, Hege und Jagd. – Franckh-Kosmos-Verlags-GmbH & Co., Stuttgart, 327 S.

- VERA, F. W. M., E. S. BAKKER & H. OLFF (2006): Large herbivores: missing partners of western European light-demanding tree and shrub species? – In: DANELL, K., R. BERGST-RÖM, P. DUNCAN & J. PASTOR (Editor): Large Herbivore Ecology, Ecosystem Dynamics and Conservation. – Cambridge University Press, Cambridge: 203-231.
- VÖLKL, W., H.-J. CLAUSNITZER, A. GEIGER, U. JOGER, R. PODLOUCKY & S. TEUFERT (2004): Kreuzotterschutz, Jagd und Forstwirtschaft. – In: JOGER, U. & R. WOLLESEN (Hrsg.): Verbreitung, Ökologie und Schutz der Kreuzotter (*Vipera berus* [LINNAEUS, 1758]). – Mertensiella 15: 262-273.
- WHEATER, C. P., J. R. BELL & P. A. COOK (2011): Practical Field Ecology: A Project Guide. – Wiley-Blackwell, West Sussex.
- WINKLER, C. & J. KRÜTGEN (2010): Zur Bedeutung der Grünbrücke Kiebitzholm im Kreis Segeberg (Schleswig-Holstein) für die Amphibien- und Reptilienfauna – erste Ergebnisse aus den Jahren 2006 bis 2009. – RANA 11: 56-62.

Verfasser

Jörn Krütgen
Institut für Natur- und Ressourcenschutz
Christian-Albrechts-Universität Kiel
Olshausenstraße 75
24118 Kiel
E-Mail: jkruetgen@ecology.uni-kiel.de

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [RANA](#)

Jahr/Year: 2013

Band/Volume: [14](#)

Autor(en)/Author(s): Krütgen Jörn

Artikel/Article: [Vergleichende Untersuchung zum Einfluss von Huftieren auf das Vorkommen der Waldeidechse \(*Zootoca vivipara*\) in Randflächen eines degenerierten Hochmoores in Norddeutschland 29-38](#)