

Naturschutzrelevante Nebenwirkungen feldherpetologischer Methoden

KLAUS HENLE

Abstract

Adverse impacts of field herpetology on nature conservation: a brief review.

A brief review of existing knowledge relevant for the evaluation of adverse impacts of field herpetological research on nature conservation is provided. The review is limited to impacts on the study organisms. For evaluation, field methods are grouped into four categories with an increasing potential of impact: 1) observations without capture, 2) capture and additional manipulations, 3) collecting samples, and 4) manipulation of the whole population. The latter is very rarely used but for research addressing the management of habitats or assessing environmental impacts. Therefore, it is not considered in this brief review. Observations without capture do not lead to any impact relevant for conservation. Most manipulations of individuals cause only limited stress which generally can be compensated easily by the manipulated individuals. Depending on methods used and species involved, capture either does not harm them or may expose individuals to considerable risk of mortality. Stomach flushing also may frequently cause death in some lizard species, whereas in others and in (all?) frog and turtle species, it appears safe. It is generally assumed but not yet demonstrated experimentally that radio tracking has no detrimental effects. Impacts of methods which may not be compensated for at the individual level can be assessed using population vulnerability analyses. Under fairly general conditions, collecting a limited sample has no adverse impacts for small European lizards, if the remaining adult population still totals more than approximately 70 individuals. For smaller populations, more detailed analyses are required before methods are accepted which have not been demonstrated to be harmless for individuals. As yet, no similar figures are available for other reptile groups or for amphibians.

Key words: Amphibia; Reptilia; field methods: adverse impacts; observation, capture and manipulation, telemetry, stomach flushing, collection of samples; population vulnerability analysis.

Zusammenfassung

In dieser Arbeit werden relevante Kenntnisse zur Beurteilung naturschutzrelevanter Nebenwirkungen feldherpetologischer Untersuchungen zusammengestellt. Dazu werden feldherpetologische Methoden in vier Kategorien eingeteilt, die unterschiedlich starken Störungen entsprechen: 1) direkte Beobachtung ohne Fang, 2) Fang inklusive zusätzlicher Manipulation, 3) permanente Entnahme und 4) Manipulation der gesamten Population. Letztere sind weitestgehend auf Begleituntersuchungen zu Pflegemaßnahmen und in der Eingriffsplanung beschränkt und werden hier nicht weiter diskutiert. Bei direkten Beobachtungen ohne Fang können naturschutzrelevante Nebenwirkungen für Reptilien und Amphibien generell ausgeschlossen werden. Der durch Manipulationen verursachte Stress kann bei den meisten Methoden von den untersuchten Individuen leicht kompensiert werden. Die Mehrzahl der Fangmethoden stellt kein oder ein sehr geringes Risiko für die meisten Amphibien- und Reptilienarten dar, doch können in Fallen erhebliche Verluste auftreten. Auch Magenspülungen führen bei manchen Echtenarten häufig zum Tode, während sie von anderen Arten und wahrscheinlich generell von Fröschen und Schildkröten vertragen werden. In der Regel wird angenommen, daß die Besenderung keine nachteiligen Auswirkungen auf die telemetrierten Tiere hat, doch wurde diese Annahme bisher noch nicht

experimentell überprüft. Naturschutzrelevante Nebenwirkungen permanenter Entnahmen und von Manipulationen, die auf der individuellen Ebene nicht vollständig kompensiert werden, können über Populationsgefährdungsanalysen bewertet werden. Für kleine europäische Eidechsenarten werden einzelne permanente Entnahmen auf der Populationsebene vollständig kompensiert, sofern die Populationsgröße 70 Individuen nicht unterschreitet. Für kleinere Populationen sollten nur Methoden verwendet werden, für die gesichert ist, daß ihre Nebenwirkungen auf der individuellen Ebene vollständig kompensiert werden. Für andere Reptilien und Amphibien liegen derzeit keine entsprechenden Richtwerte vor.

Schlagwörter: Amphibia; Reptilia; Feldmethoden: naturschutzrelevante Nebenwirkungen; Beobachtungen; Fang und Manipulation: Telemetrie, Magenspülung, Sammeln; Populationsgefährdungsanalysen.

1 Einführung

Mit der zunehmenden Gefährdung der Amphibien und Reptilien hat auch das Interesse an der Feldherpetologie einen starken Aufschwung verzeichnet. Zur Erarbeitung der ökologischen Grundlagen zum Schutz der Herpetofauna stehen inzwischen zahlreiche Methoden zur Verfügung (HEYER et al. 1994). Oft ist es dabei schwierig, zwischen Alternativen zu entscheiden (vgl. HENLE et al. 1997), da diese mit unterschiedlichen Vor- und Nachteilen verbunden sind.

Mit der gestiegenen Anzahl an Untersuchungen nahm auch die Zahl an Beobachtungen von unbeabsichtigten Nebenwirkungen feldherpetologischer Methoden zu. Das gestiegene Bewußtsein für Tier- und Naturschutzprobleme hat wohl auch die Bereitschaft erhöht, in Publikationen auf problematische Nebenwirkungen von Methoden hinzuweisen. Meistens handelt es sich dabei um zufällige Beobachtungen (z.B. GOLAY & DURRER 1994, PAEPKE 1983), deren Relevanz, isoliert betrachtet, nur schwer einzuschätzen ist. Systematische Untersuchungen fehlen bisher weitestgehend (siehe jedoch BOYE & MEINIG 1997), und in Übersichtsarbeiten zu feldherpetologischen Methoden (z.B. HEYER et al. 1994) wurden bisher fast ausschließlich technische Probleme diskutiert (siehe jedoch HENLE et al. 1997). Das gestiegene ethische Bewußtsein und die zufälligen Beobachtungen tierschutzrelevanter Nebenwirkungen haben aber bereits dazu beigetragen, daß ethische Richtlinien für feldherpetologische Untersuchungen aufgestellt wurden (COMMITTEE 1987, ORLANS 1988). Dagegen fehlt bisher eine Bewertung feldherpetologischer Methoden aus Naturschutzsicht. Nachfolgend stelle ich daher verfügbare Daten zur Beurteilung naturschutzrelevanter Nebenwirkungen feldherpetologischer Forschungen zusammen.

2 Thematische Eingrenzung

Naturschutzrelevante Nebenwirkungen feldherpetologischer Forschungen können sowohl die untersuchten Arten selbst betreffen als auch andere Tier- und Pflanzenarten oder deren Lebensräume. Arten, die nicht Gegenstand der Untersuchung sind, können auf vielfältige Weise betroffen sein. Die naturschutzrelevanten Nebenwirkungen hängen sehr stark von der lokalen Situation, den lokalen oder generellen Zielen des Naturschutzes und der Art der geplanten Untersuchung ab. Eine umfassende Analyse dieses Risikos kann daher nicht vorgenommen werden. Genereller Forschungsbedarf besteht jedoch bezüglich der Auswirkungen permanenter Fanganlagen auf die als Beifang gefangenen Arten (BOYE & MEINIG 1997), da Fanganlagen zum Amphibienschutz an Straßen eine sehr weite Verbreitung gefunden haben.

Nebenwirkungen feldherpetologischer Methoden auf die untersuchten Amphibien- oder Reptilienarten können als Störungen im Sinne von WATERSTRAAT et al. (1996) betrachtet werden. Mit zunehmender Intensität treten Störungen auf einer zunehmend höheren Organisationsebene auf: von der physiologischen, äußerlich oft nicht wahrnehmbaren Ebene über die Populationsebene bis hin zur Ebene ganzer Ökosysteme. Die Zielebene des Naturschutzes legt die Stufe fest, ab wann Störungen naturschutzrelevant werden: Würde man die Ziele des Naturschutzes in der Erhaltung einzelner Individuen sehen, dann wären bereits Störungen naturschutzrelevant, die auf der individuellen Ebene nicht mehr kompensiert werden. Liegt die Zielebene aber auf der Erhaltung einzelner Populationen oder einer Art in einer bestimmten Region, dann sind nur Störungen naturschutzrelevant, die auf der Populationsebene nicht mehr kompensiert werden. Die nachfolgenden Ausführungen beziehen sich nur auf diese Betrachtungsebene.

Wegen der Vielzahl feldherpetologischer Methoden ist es weder sinnvoll noch möglich, alle Methoden einzeln zu diskutieren. Zweckmäßigerweise werden sie daher entsprechend ihrer Störungsintensität eingeteilt: 1) Störung von Individuen ohne Fang, 2) Fang mit zusätzlichen Manipulationen, 3) permanente Entnahmen einzelner Individuen und 4) direkte Beeinflussung der gesamten Population. Die letzte Stufe spielt in der Feldherpetologie, abgesehen von Untersuchungen im Rahmen von Pflegemaßnahmen von Biotopen und der Begleitforschung zu Eingriffen, in Mitteleuropa keine Rolle und stellt auch in anderen Regionen eher eine Ausnahme dar. Sie wird daher nachfolgend nicht weiter diskutiert.

3 Diskussion feldherpetologischer Methoden und ihrer naturschutzrelevanten Nebenwirkungen

3.1 STÖRUNG VON INDIVIDUEN OHNE FANG

Direkte Störungen (z.B. durch Beobachtung oder Fotografieren) sind im Bundesnaturschutzgesetz für gefährdete Tierarten untersagt. Die Gründe für dieses Verbot liegen in der Störungsempfindlichkeit vieler seltener (allerdings nicht aller) Vogel- und Säugetierarten begründet, woraus sich als wichtiges Schutzgut die Erhaltung störungsfreier Räume ableitet (WATERSTRAAT et al. 1996). Genehmigungsbehörden äußern öfters ähnliche Bedenken bei geplanten Untersuchungen an Amphibien und Reptilien. Die Reaktionen der meisten Amphibien und Reptilien auf Störungen unterscheiden sich jedoch deutlich von derjenigen störungsempfindlicher Säugetiere und Vögel. Während für letztere öfters ein Wechsel von Rast- oder Nahrungsflächen und teilweise reduzierte Fortpflanzungsleistungen oder eine erhöhte Mortalität nachgewiesen wurden (WATERSTRAAT et al. 1996), sind ähnliche Auswirkungen weder für Amphibien noch für Reptilien bekannt, obwohl auch Wasserschildkröten und Schlangen als störungsempfindlich gelten (MERTENS 1969).

Amphibien sind während der Paarung, abgesehen von der Rufaktivität von Männchen, gegen Störungen sehr unempfindlich; verpaarte Froschlurche und balzende Molche setzen in der Regel auch bei starken Störungen ihre Paarungsaktivitäten fort. Reaktionen auf direkte Störungen außerhalb der Laichzeit bestehen in der Flucht in einer kurzen, artspezifischen Sequenz von Sprüngen (besonders auffallend bei Wasserfröschen am Ufer von Gewässern) (SUBOSKI 1992). Negative physiologische Auswirkungen auf die Kondition, die sich in einer verminderten Fortpflanzungsrate oder einer erhöhten Mortalität niederschlagen

könnten, sind nicht bekannt. Aufgrund der Ektothermie von Amphibien werden sie vermutlich in der Regel völlig kompensiert.

Für Eidechsen liegen zahlreiche, allerdings nicht systematisierte Beobachtungen über deren Scheuheit bzw. Zahmheit vor (MERTENS 1969). In der Regel flüchten behelligte Tiere in die nächste Deckung und verlassen diese sofort wieder an einer anderen Stelle, wobei sie häufig feste Fluchtwege nutzen (MERTENS 1969, HENLE & KLAVER 1986) und innerhalb kurzer Zeit die unterbrochene Tätigkeit (z.B. territoriale Auseinandersetzungen, Beutefang oder Paarungsversuche) wieder aufnehmen. Beispielsweise nahmen norditalienische Smaragdeidechsen (*Lacerta bilineata*) auch unter suboptimalen Aktivitätsbedingungen (3/4 bewölkt, Lufttemperatur 25 °C) innerhalb von 5 s – 10 min (Median = 2 min, n = 11) nach Beendigung einer Störung (Bewegung im Schritttempo in Richtung Eidechse, Stehenbleiben sobald die Eidechse flieht) ihre vorherige Aktivität wieder auf (HENLE unveröff.). Der Einfluß solcher Störungen auf das Zeitbudget, das für essentielle Aktivitäten (Nahrungsaufnahme, Paarung) zur Verfügung steht, ist also erheblich geringer als der entsprechende Einfluß des Wetters (AVERY 1976), und negative Auswirkungen aus physiologischen Gründen sind praktisch ausgeschlossen (vgl. AVERY 1976, 1978, VAN DAMME et al. 1991). Außerdem weisen populationsbiologische Untersuchungen stark darauf hin, daß am nördlichen Arealrand nicht die verfügbare Aktivitätszeit der Adulten sondern eine ausreichende Inkubationstemperatur der Eier wesentlich für den Fortbestand von Eidechsenpopulationen ist (PETERS 1970, RYKENA & NETTMANN 1987).

Schlangen und Wasserschildkröten (an Sonnenplätzen) gelten als relativ störempfindlich (MERTENS 1969). So sollen Kreuzottern (*Vipera berus*), Schlingnattern (*Coronella austriaca*) und Ringelnattern (*Natrix natrix*) nach BIELLA & VÖLKL (1993) durch „konsequente Störungen ... aus dem entsprechenden Lebensraum vertrieben werden“. Auch ECKSTEIN (1993) weist darauf hin, daß Ringelnattern auf häufige Störungen negativ reagieren. Andererseits wird die Ringelnatter oft in Gartenanlagen angetroffen (z.B. KÜHNEL 1993) und die Äskulapnatter (*Elaphe longissima*) frequentiert sogar Garagen, Heizungskeller und Gartenhäuser (WAITZMANN 1993). Durch die versteckte Lebensweise, relativ große individuelle und teilweise jahreszeitlich wechselnde Aktivitätsräume und erratische Ortsveränderungen von Schlangen (z.B. GREGORY et al. 1987, div. Autoren in GRUSCHWITZ et al. 1993, SCHWARZ 1997) ist es vergleichsweise schwierig, diese Widersprüche zu klären und die Auswirkungen von Störungen bzw. Fähigkeit von Schlangen zur Gewöhnung an wiederkehrende Störungen einzuschätzen. Zwar zeigen telemetrische Untersuchungen an heimischen Schlangenarten (z.B. NAULLEAU 1987, SCHWARZ 1997), daß die telemetrierten Tiere nicht aufgrund der Untersuchungen ihren Lebensraum verlassen, dennoch wären sorgfältig dokumentierte Auswirkungen von quantifizierten Störungen und gezielte Untersuchungen an ausgewählten Individuen in ungefährdeten Populationen wünschenswert, da sie nicht nur eine Vermeidung potentieller, naturschutzrelevanter Nebenwirkungen sicherstellen könnten, sondern gleichzeitig auch Informationen darüber liefern würden, welche Bedeutung störungsarme Lebensräume für den Schutz von Schlangen haben.

3.2 FANG, VERMESSEN UND MANIPULATION VON INDIVIDUEN

Der Fang zum Vermessen (inklusive der Körpertemperaturmessung mit Temperaturfühlern) von Individuen ohne weitere Manipulation unterscheidet sich von den im

Abschnitt 3.1 diskutierten Störungen im wesentlichen durch eine höhere Intensität und längere Dauer. Spezifische Untersuchungen, wie sich diese Störungen auswirken bzw. ob bei wiederholten Störungen sich die Wirkung verstärkt oder durch Gewöhnung verringert, existieren meines Wissens nicht. Allerdings weisen Erfahrungen beim Fang und Vermessen von Eidechsen und Amphibien stark darauf hin, daß die damit verbundenen Störungen auf der individuellen Ebene kompensiert werden. Amphibien an Laichgewässern nehmen ihre Paarungsaktivität in der Regel nach dem Freisetzen wieder rasch auf und manche Froschlurche setzen sie selbst in Fangeimern fort (z.B. SCHLÜTER 1984: 178). Ebenso zeigen europäische Lacertiden und viele andere Arten oft innerhalb weniger Minuten nach dem Freilassen Aktivitäten wie Beutefang, Revierkämpfe und teilweise selbst Paarungsversuche [z.B. eigene Beobachtungen an Mauereidechse (*Podarcis muralis*), Zauneidechse (*Lacerta agilis*), Smaragdeidechse (*L. viridis*), Waldeidechse (*Zootoca vivipara*), Ruineidechse (*P. sicula*), Spitzkopfeidechse (*L. oxycephala*) und verschiedenen australischen Reptilienarten].

Ein Verlassen des Lebensraumes wegen Störung durch Fang und Vermessung ist bei europäischen Amphibien und Reptilien, außer eventuell bei Schlangen, sehr unwahrscheinlich. Selbst nach längerer Flucht und bei Verfrachtungen kehren Eidechsen in ihr angestammtes Gebiet zurück (PETERS 1970, VERBEEK 1972). Ähnliches gilt für amerikanische Schmuckschildkröten (*Chrysemys picta*) (EMLEN 1969, ERNST 1970) und heimische Molche (DOLMEN 1981, BLAB 1986). Bei Froschlurchen ist besonders die Rückkehrbereitschaft von Erdkröten bekannt (z.B. HEUSSER 1969, BLAB 1986), aber auch adulte Grasfrösche (*Rana temporaria*), Springfösche (*R. dalmatina*) und Wasserfrösche (*R. lessonae/esculenta*) kehren aus 250 m Entfernung zu ihren ursprünglichen Laichgewässern zurück (BLAB 1986). Für diese Arten ist also eine fangbedingte Aufgabe des Lebensraumes auszuschließen. Nur Kreuz- (*B. calamita*), Wechsel- (*B. viridis*) und Geburtshelferkröte (*Alytes obstetricans*) sowie Gelbbauchunken (*Bombina variegata*) kehren bei Verfrachtungen in Übereinstimmung mit ihrer vagabundierenden Lebensweise nicht oder nur in geringer Zahl zurück; entsprechendes gilt für Feuersalamander (*Salamandra salamandra*) (BLAB 1986), obwohl diese Art nicht als vagabundierend gilt. Dennoch sind auch für diese Arten störungsbedingte Aufgaben des Lebensraumes aufgrund von Fangaktionen unwahrscheinlich, da am ursprünglichen Ort freigesetzte Tiere ihre vorhergehende Tätigkeit relativ rasch wieder aufnehmen.

Mir sind nur wenige Literaturhinweise bekannt, daß der Fang Auswirkungen zeigen kann, die auf der individuellen Ebene nicht kompensiert werden. WOLF (1994: 28) berichtet, daß bei Erdkröten (*Bufo bufo*), die in Fangeimern mehrfach gefangen werden, die Wahrscheinlichkeit des Einstellens der Frühjahrswanderung mit der Anzahl der Fänge zunimmt. WOLF (1994) gewann diese Aussage ausschließlich an Tieren, die in einem bestimmten Gebiet verblieben. Mit dem Verbleiben in diesem Gebiet erhöht sich aber die Wiederfang-Wahrscheinlichkeit. Die erhöhte Fangzahl ist also eine Konsequenz des Einstellens der Wanderung und nicht umgekehrt! Allerdings können ungünstige Amphibienfanganlagen an Straßen Erdkröten – und vermutlich andere Amphibien – bei der Wanderung aufhalten und teilweise zum Einstellen der Wanderung veranlassen, obwohl erhebliche Ablenkungen durch natürliche Hindernisse wie Flußläufe in der Regel nicht zu einer Einstellung der Wanderung führen (z.B. WOLF 1994). Inwieweit eine Aufgabe der Wanderung an Fangzäunen auf der Populationsebene kompensiert wird, ist unbekannt.

Bei Krokodilen führt die mit einem längerem Kampf beim Fang verbundene physiologische Belastung oft zum Tode (SEYMOUR et al. 1987). In Gelände mit spitzen Steinen, dornigen Zweigen, etc. kann auch der Fang kleiner Echsen per Hand in Ausnahmefällen [*Morethia boulengeri*: 1,1%, n = 1134 (alle außer einem Exemplar Jungtiere mit einer Kopf-Rumpf-Länge ≤ 32 mm); australische und europäische Gekkonidae, Lacertidae und Scincidae: 0,05%, n > 4000] zu tödlichen Unfällen führen (HENLE unveröff.). Bei Amphibien traten dagegen keine Todesfälle durch Fang per Hand oder mit dem Kescher auf (n > 5000) (HENLE unveröff.). Dasselbe gilt für den Fang von Eidechsen mit Schlingen (n > 500) (BENDER & HENLE unveröff.). Der Reusenfang von Schildkröten und Amphibien ist ebenfalls problemlos, sofern eine ausreichende Sauerstoffversorgung bzw. sehr häufige Kontrollen gewährleistet sind (KRONE & KÜHNEL 1997, GEORGES pers. Mitt.). Am problematischsten ist der Fang von Amphibien oder Reptilien in Fangeimern, auch wenn in der Literatur hierzu kaum konkrete Daten zu finden sind. Verluste können dabei in Mitteleuropa durch Ertrinken nach Regen sowie durch Erfrieren [juvenile Teichmolche (*Triturus vulgaris*): 12,5%; n = 21; juvenile Bergmolche (*T. alpestris*): 3%; n = 121, dagegen weder Grasfrosch noch Erdkröte (MÜNCH 1989)] und in mediterranen und ariden Regionen durch Austrocknung bzw. Überhitzung auftreten [z.B. 0,7% (n = 245) Todesfälle bei australischen Skinken, *Morethia boulengeri*, in täglich einmal kontrollierten Fallen (HENLE unveröff.)]. Ebenso können Verluste durch Prädatoren auftreten, in Mitteleuropa insbesondere durch carnivore Laufkäfer [juvenile Feuersalamander: 13,3-18,8%, n = 15 bzw. n = 32 (THIESMEIER 1990); juvenile Grasfrösche: 4,1%, n = 218, juvenile Erdkröten: 1,1%, n = 633 (MÜNCH 1989)], in ariden Regionen dagegen vorwiegend durch Ameisen [z.B. *Morethia boulengeri*: 2,4%, n = 245 (HENLE unveröff.)]. Häufige Kontrollen und technische Vorkehrungen (z.B. feuchter Schwamm) können diese Probleme zwar mindern und Verluste, wie sie für Reptilien beobachtet wurden, werden auf der Populations-ebene in der Regel vollständig kompensiert (vgl. 3.3), doch liegen die Werte für Amphibien teilweise recht hoch. Bisher fehlen Modellanalysen, ob und unter welchen Bedingungen eine zusätzliche Mortalität in der beobachteten Höhe bei Amphibien auf der Populationsebene kompensiert werden kann. Da Feldherpetologen selten Verlustraten publizierten, ist derzeit auch unbekannt, ob die hier zusammengestellten Werte Ausnahmen oder die Regel darstellen.

Neben dem Fang und Vermessen von Individuen kommen in der Feldherpetologie verschiedene zusätzliche Manipulationen häufiger zum Einsatz, zum Beispiel Blutabnahmen für genetische Untersuchungen (JÖGER & LENK 1997), Telemetrie für die Analyse der Raumnutzung und der Habitateignung (z.B. RICHARDS et al. 1994, KYEK et al. 1997, SPIELER 1997) und Magenspülungen (z.B. LEGLER & SULLIVAN 1979, JAMES 1990) zur Nahrungsanalyse unter Vermeidung des Tötens von Tieren [siehe HEYER et al. (1994) für weitere Methoden]. Für deren Beurteilung müssen vorläufig indirekte Schlüsse gezogen werden, da bisher keine spezifischen Untersuchungen über naturschutzrelevante Nebenwirkungen vorliegen.

Von den routinemäßig durchgeführten zusätzlichen Manipulationen wird in der Literatur die Besenderung von Individuen für telemetrische Untersuchungen am häufigsten diskutiert (z.B. HEGDAL & COLVIN 1986, RICHARDS et al. 1994, SPIELER 1997). Ohne daß systematische Untersuchungen vorliegen, gilt als Richtwert, daß Sender 5-10% der Körpermasse des Tieres nicht überschreiten sollen. Implizit wird angenommen, daß unterhalb dieser Grenze weder methodische Artefakte noch naturschutzrelevante Nebenwirkungen auftreten. Diese zusätzliche Belastung liegt

unterhalb der Werte, die Echsen- oder Schlangenweibchen bei Trächtigkeit an Masse zunehmen: 8-50%; \bar{x} = 24% (n = 70) bzw. 33% (n = 33) bei Echsen bzw. Schlangen (DUNHAM et al. 1988). Da trächtige Weibchen jedoch Verhaltensänderungen zeigen können (Waldeidechse: BAUWENS & THOEN 1981) und ein erhöhtes Prädationsrisiko besteht (australische Skinke: SHINE 1985), sollte zur Abschätzung des Risikos naturschutzrelevanter Nebenwirkungen ein pessimistisches Szenario angenommen werden: Sofern keine anderen Daten verfügbar sind, sollte von der Annahme ausgegangen werden, daß alle telemetrierten Tiere vorzeitig (sofort) sterben, auch wenn diese Annahme mit Sicherheit erheblich zu pessimistisch ist und direkt mit der Besenderung von Tieren zusammenhängende Todesfälle bei Amphibien und Reptilien eine Ausnahme darstellen [auch bei Implantationen im Freiland ohne sterile Bedingungen < 5%: RICHARDS et al. (1994)]. Dieses pessimistische Szenario deckt auch eventuelle nachteilige Wirkungen der Narkose bei Implantation von Sendern ab. Für die Narkose von Amphibien und Reptilien stehen inzwischen zwar sichere Narkotika zur Verfügung (SCHILDGER et al. 1993), doch liegen für deren Einsatz unter Freilandbedingungen bisher nur begrenzt für Amphibien Erfahrungen vor (z.B. SPIELER 1997). Lösungen von Narkotika müssen jedenfalls pH 7.0 aufweisen, da sonst Hautschädigungen auftreten können (FELLERS et al. 1994).

Bei Magenspülungen sind stress- oder verletzungsbedingte Todesfälle bei Echsen bekannt (z.B. HENLE 1990, JAMES 1990), wobei das Risiko artspezifisch sehr unterschiedlich ist. Während in einer Untersuchung an australischen Echsen 4,9% (n = 205) *Morethia boulengeri* (Scincidae) sowie 3% (n = 132) *Gehyra variegata* (Gekkonidae) in Folge von Magenspülungen verstarben, traten bei anderen Geckos [*Diplodactylus damaeus* (n = 56), *D. tessellatus* (n = 8), *Heteronoti binoei* (n = 47)] auch keine kurzfristigen Beeinträchtigungen auf (HENLE unveröff.). Bei 16 nordamerikanischen Echsenarten (Gekkonidae, Teiidae, Iguanidae) schwankte die Todesrate von 0-38,9% (n < 10 bzw. n = 18) und betrug bei *Sceloporus undulatus*, der einzigen umfangreich untersuchten Art, 0,4% (n = 279) (LEGLER & SULLIVAN 1979). Dagegen besteht bei europäischen Lacertiden und bei schlangenförmigen Skinken generell ein hohes Mortalitätsrisiko [z.B. Zauneidechse, Waldeidechse (MÖLLER 1997); Ruineidechse, *Lerista punctatovittata*, *L. xanthura* (HENLE unveröff.) – alle Untersuchungen nach wenigen erfolglosen Versuchen mit Todesfällen abgebrochen]. Im Gegensatz zu Echsen scheinen Schildkröten (LEGLER 1977) und Amphibien (LEGLER & SULLIVAN 1979, HENLE unveröff.) Magenspülungen stets ohne Beeinträchtigung zu vertragen; Todesfälle wurden bisher nicht bekannt.

Für manche Markierungsmethoden sind negative Auswirkungen auf die gekennzeichneten Individuen bekannt [siehe HENLE et al. (1997) für eine ausführliche Diskussion]. Für Blutabnahmen im Freiland für genetische und physiologische Analysen liegen mir dagegen weder Informationen über potentielle Nebenwirkungen noch Untersuchungen vor, die zeigen, daß Nebenwirkungen ausgeschlossen werden können. Naturschutzrelevante Nebenwirkungen feldherpetologischer Untersuchungen sind mir auch für keine weitere, hier nicht aufgeführte Methode bekannt.

Zusammenfassend läßt sich also festhalten, daß eine kurzfristige Manipulation in Form von Fang und Vermessen bei Amphibien und Reptilien aus Naturschutzsicht unbedenklich ist, sofern Fangmethoden verwendet werden, bei denen kein Mortalitätsrisiko besteht. Sofern bei den weitergehenden Manipulationen Risiken für die bearbeiteten Tiere nicht ausgeschlossen werden können, sollten für deren

Beurteilung aus Naturschutzsicht pessimistische Szenarien verwendet werden. Im Abschnitt 3.3 werden Richtwerte dafür abgeleitet, wann selbst für pessimistische Szenarien naturschutzrelevante Nebenwirkungen ausgeschlossen werden können. Generell sollte jedoch von der Feldherpetologie, insbesondere bei der Einführung neuer Methoden, sorgfältig analysiert und dokumentiert werden, ob und gegebenenfalls in welchem Umfang erhöhte Mortalitäten auftreten, um damit realistischere Szenarien aufstellen zu können, mit deren Hilfe die für viele Methoden wahrscheinlich zutreffende Hypothese, daß auch bei Untersuchungen an Kleinpulationen naturschutzrelevante Nebenwirkungen nicht zu erwarten sind, gut belegt werden kann. Außer in wohlbegründeten Ausnahmefällen, ist nur für abgesicherte Methoden bzw. Populationsmindestgrößen eine Anwendung bei gefährdeten Arten naturschutzfachlich vertretbar.

3.3 PERMANENTE ENTNAHMEN

Analysen über die Gefährdung einer Population durch permanente Entnahmen liegen meines Wissens nach bisher weder für Amphibien noch für Reptilien vor [siehe jedoch EHMANN & COGGER (1985) und HENLE & STREIT (1990) für Betrachtungen bezogen auf die Gesamtverbreitung einer Art]. Die Gefährdung kann aber für mitteleuropäische Eidechsen aus den Ergebnissen von Populationsgefährdungsanalysen abgeleitet werden, die zur Einschätzung der Wirksamkeit von Ausgleichsmaßnahmen bei Rebflurbereinigungen durchgeführt wurden (BENDER et al. 1996). Wie für die Bewertung von Eingriffsplanungen ist für eine Beurteilung der naturschutzrelevanten Risiken permanenter Entnahmen von Pessimalszenarien auszugehen oder ein Sicherheitsfaktor zu verwenden (HENLE et al. 1996). Aus dem Vergleich von Simulationsergebnissen mit den nach dem aktuellen Kenntnisstand wahrscheinlichsten Daten mit solchen Simulationen, die extreme, über real beobachtete Werte hinausgehende Umwelteinflüsse berücksichtigen, haben BENDER et al. (1996) am Beispiel der Mauereidechse einen Sicherheitsfaktor von 10 abgeleitet. Die Modelluntersuchungen gingen außerdem von der pessimistischen Annahme aus, daß die zusätzlichen Entnahmen bei der Mortalität nicht kompensiert werden. Da bei der Mauereidechse die untere kritische Größe - ein Schwellenwert, bei dem sich eine negative Wachstumstendenz einstellt, die Population sich also kaum mehr erholen wird und mit einem raschen Aussterben zu rechnen ist - für eine Population bei sieben Tieren liegt, dürfen permanente Entnahmen/Verluste bei Populationsgrößen von \leq ca. 70 Tieren nicht riskiert werden, es sei denn, eine umfassende Populationsgefährdungsanalyse zeigt, daß eine geplante Entnahme unproblematisch ist. Weitere Simulationsergebnisse für dieselbe Modellpopulation in einer kleinen isolierten Fläche zeigen, daß unter sehr unterschiedlichen Szenarien bei einer Größe von 70 Individuen eine Veränderung der Dichte keine nachweisbare Änderung des Aussterberisikos bewirkt (HILDENBRANDT et al. 1995, HILDENBRANDT unveröff.), d.h., eine Populationsgröße von 70 Tieren als ausreichende Sicherheitsschwelle für die Vermeidung naturschutzrelevanter Nebenwirkungen bestätigt wird.

Wie hoch dürfen nun diese permanenten Entnahmen sein? Auf keinen Fall sollte der Schwellenwert unterschritten werden, und es sollte sich um einmalige Entnahmen handeln, da wiederholte Entnahmen sich wie eine permanent erhöhte Mortalität auswirken können und die Überlebenswahrscheinlichkeit einer Population erwartungsgemäß stark von der durchschnittlichen Mortalität abhängt (HILDENBRANDT unveröff.).

Für welche Arten gilt dieser Richtwert? Er gilt zunächst unmittelbar für Mauereidechsen. Die Modellstruktur ist jedoch auf die meisten territorialen Eidechsen (also auf die meisten europäischen Lacertiden) anwendbar: Zwar sind aufgrund abweichender demographischer Parameter etwas abweichende Ergebnisse zu erwarten, doch werden sie mit dem Richtwert aufgrund der auf jeder Stufe der Analyse berücksichtigten Sicherheitsfaktoren und pessimistischen Annahmen vermutlich abgedeckt. Wegen einer abweichenden Populationsstruktur ist der Richtwert aber weder auf Schlangen oder Schildkröten noch auf Amphibien anwendbar. Für sie fehlen bisher entsprechende Modellbetrachtungen.

4 Schlußbemerkungen

Obwohl bisher kaum systematische Untersuchungen zu den naturschutzrelevanten Nebenwirkungen feldherpetologischer Forschungen vorliegen, zeigt die vorangehende Zusammenstellung der derzeit verfügbaren Kenntnisse, daß das größte Risiko diejenigen Fangmethoden bergen, bei denen einzelne Todesfälle nicht ausgeschlossen werden können. Bei den meisten gängigen Methoden treten aber, sofern sie sachgerecht angewandt werden, keine naturschutzrelevanten Nebenwirkungen auf. Aus zufälligen Beobachtungen negativer Auswirkungen auf einzelne Individuen darf nicht unmittelbar auf naturschutzrelevante Nebenwirkungen gefolgert werden, da diese nach unserem heutigen Wissen fast immer auf der individuellen Ebene kompensiert werden. Sie sollten dennoch Anlaß zu einer kritischen Überprüfung der zugrundeliegenden Methodik sein.

Forschungsbedarf besteht in einer Erhärtung des Richtwertes, bei dem für Eidechsen auch bei permanenten Entnahmen davon ausgegangen werden kann, daß keine naturschutzrelevanten Nebenwirkungen auftreten. Hierzu sollten für weitere Arten ähnliche Simulationsbetrachtungen wie für die Mauereidechse (siehe Abschnitt 3.3) durchgeführt werden. Für andere Reptiliengruppen sowie für Amphibien wäre die Erstellung entsprechender Modelle und eine Erarbeitung bzw. Zusammenstellung der dafür erforderlichen demografischen Daten wünschenswert. Damit ließen sich nicht nur naturschutzrelevante Nebenwirkungen einschätzen, gleichzeitig würden auch bessere Grundlagen zur Beurteilung der Auswirkungen verschiedener Gefährdungsfaktoren für das Überleben dieser Arten geschaffen (vgl. HENLE 1997).

Die Erstellung von Richtwerten darf jedoch nicht als Befürwortung einer ungezügelter Entnahme von (gefährdeten) Arten mißverstanden werden. Auch wenn keine naturschutzrelevanten Nebenwirkungen zu erwarten sind, bedarf dennoch jede Entnahme einer sehr guten, im einzelnen dargelegten Begründung (vgl. LUNNEY & AYERS 1993). Der Sinn von solchen Richtwerten liegt aus meiner Sicht darin, Entscheidungen über den Einsatz von Methoden sowohl für Anwender als auch für Genehmigungsbehörden zu erleichtern, falls mit diesen Methoden Auswirkungen auf einzelne Individuen nicht völlig ausgeschlossen werden können und besser geeignete alternative Methoden nicht zur Verfügung stehen, die Untersuchungsziele aber den Einsatz dieser Methoden rechtfertigen.

Schriften

- EVERY, R.A. (1976): Thermoregulation, metabolism and social behaviour in Lacertidae. – S. 245-260 in BELLAIRS, A.D'A. & C.B. COX (eds.): *Morphology and Biology of Reptiles*. – London (Linnean Society of London).

- (1978): Activity patterns, thermoregulation and food consumption in two sympatric lizard species (*Podarcis muralis* and *P. sicula*) from central Italy. – *J. Anim. Ecol.*, Oxford, **47**: 143-158.
- BAUWENS, D. & C. THOEN (1981): Escape tactics and vulnerability to predation associated with reproduction in the lizard *Lacerta vivipara*. – *J. Anim. Ecol.*, Oxford, **50**: 733-743.
- BENDER, C., H. HILDENBRANDT, K. SCHMIDT-LOSKE, V. GRIMM, C. WISSEL & K. HENLE (1996): Consolidation of vineyards, mitigations, and survival of the common wall lizard (*Podarcis muralis*) in isolated habitat fragments. – S. 248-261 in SETTELE, J., C. MARGULES, P. POSCHLOD & K. HENLE (eds.): *Species Survival in Fragmented Landscapes*. – Dordrecht (Kluwer).
- BIELLA, H.J. & W. VÖLKL (1993): Die Biologie der Kreuzotter (*Vipera berus*, L. 1758) in Mitteleuropa – ein kurzer Überblick. – In GRUSCHWITZ, M., P.M. KORNACKER, R. PODLOUCKY, W. VÖLKL, M. WAITZMAN (Hrsg.): *Verbreitung, Ökologie und Schutz der Schlangen Deutschlands und angrenzender Gebiete*. – Mertensiella, Bonn, **3**: 311-318.
- BLAB, J. (1986): *Biologie, Ökologie und Schutz von Amphibien*. – Greven (Kilda).
- BOYE, P. & H. MEINIG (1997): Amphibienlandfallen aus der Sicht des Säugetierschutzes. – In HENLE, K. & M. VEITH (Hrsg.): *Naturschutzrelevante Methoden der Feldherpetologie*. – Mertensiella, Rheinbach, **7**: 365-376.
- COMMITTEE (1987): Guidelines for the Use of Live Amphibians and Reptiles in Field Research. – Ohne Erscheinungsort (Amer. Soc. Ichthyol. Herpetol., Herpetol. League, and Soc. Study Amph. Rept.).
- DOLMEN, D. (1981): Local migration, rheotaxis, and philopatry by *Triturus vulgaris* within a locality in Central Norway. – *Brit. J. Herpetol.*, London, **6**: 151-158.
- DUNHAM, A.E., D.B. MILES & D.N. REZNICK (1988): Life history patterns in squamate reptiles. – S. 441-522 in GANS, C. & R.B. HUEY (Hrsg.): *Biology of the Reptilia*. – New York (Alan R. Liss, Inc.).
- ECKSTEIN, H.P. (1993): Lebensraumveränderungen und Schutz der Ringelnatter (*Natrix natrix* LINNAEUS, 1758) im Bergischen Land. – In GRUSCHWITZ, M., P.M. KORNACKER, R. PODLOUCKY, W. VÖLKL, M. WAITZMAN (Hrsg.): *Verbreitung, Ökologie und Schutz der Schlangen Deutschlands und angrenzender Gebiete*. – Mertensiella, Bonn, **3**: 199-210.
- EHMANN, H. & H. COGGER (1985): Australia's endangered herpetofauna: a review of criteria and policies. – S. 435-447 in GRIGG, G., R. SHINE & H. EHMANN (Hrsg.): *Biology of Australasian Frogs and Reptiles*. – Chipping Norton (Surrey Beatty & Sons).
- EMLEN, S.T. (1969): Homing ability and orientation in the painted turtle, *Chrysemys picta marginata*. – *Behaviour*, Leiden, **33**: 58-76.
- ERNST, C.H. (1970): Home range of the spotted turtle, *Clemmys guttata*. – *Copeia*, New York, **1970**: 391-393.
- FELLERS, G.M., C.A. DROST & W.R. HEYER (1994): Handling live amphibians. – S. 275-284 in HEYER, W.R., M.A. DONNELLY, R.W. MCDIARMID, L.-A.C. HAYEK & M.S. FOSTER (Hrsg.): *Measuring and Monitoring Biological Diversity. Standard Methods for Amphibians*. – Washington (Smithsonian Institution Press).
- GOLAY, N. & H. DURRER (1994): Inflammation due to toe-clipping in natterjack toads (*Bufo calamita*). – *Amphibia-Reptilia*, Leiden, **15**: 81-96.
- GREGORY, P.T., J.M. MACARTNEY & K.W. LARSEN (1987): Spatial patterns and movements. – S. 366-395 in SEIGEL, R.A., J.T. COLLINS & S.S. NOVAK (Hrsg.): *Snakes. Ecology and Evolutionary Biology*. – New York (McGraw-Hill Publ. Comp.).
- GRUSCHWITZ, M., P.M. KORNACKER, R. PODLOUCKY, W. VÖLKL & M. WAITZMAN (1993): *Verbreitung, Ökologie und Schutz der Schlangen Deutschlands und angrenzender Gebiete*. – Mertensiella, Bonn, **3**: 1-431.

Naturschutzrelevante Nebenwirkungen feldherpetologischer Methoden

- HEGDAL, P.L. & B.A. COLVIN (1986): Radiotelemetry. – S. 679-698 in COOPERRIDER, A.Y., R.J. BOYD & H.R. STUART (Hrsg.): Inventory and Monitoring of Wildlife Habitat. – Denver (U.S. Dept. Inter., Bur. Land Manage. Serv. Center).
- HENLE, K. (1990): Population ecology and life history of the arboreal gecko *Gehyra variegata* in arid Australia. – Herpetol. Monogr., Pittsburgh, 4: 30-60.
- (1997): Aufgaben der Feldherpetologie im Naturschutz: Konzeptioneller Rahmen und Defizite. – In HENLE, K. & M. VEITH (Hrsg.): Naturschutzrelevante Methoden der Feldherpetologie. – Mertensiella, Rheinbach, 7: 1-15.
- HENLE, K. & C.J.J. KLAVER (1986): *Podarcis sicula* RAFINESQUE-SCMALTZ, 1810 – Ruine-eidechse. – S. 254-342 in BÖHME, W. (Hrsg.): Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas. Bd. II/2 – Echsen III (*Podarcis*). – Wiesbaden (Aula-Verlag).
- HENLE, K., J. KUHN, R. PODLOUCKY, K. SCHMIDT-LOSKE & C. BENDER (1997): Individualerkennung und Markierung mitteleuropäischer Amphibien und Reptilien: Übersicht und Bewertung der Methoden; Empfehlungen aus Natur- und Tierschutzsicht. – In HENLE, K. & M. VEITH (Hrsg.): Naturschutzrelevante Methoden der Feldherpetologie. – Mertensiella, Rheinbach, 7: 133-184.
- HENLE, K., P. POSCHLOD, C.R. MARGULES & J. SETTELE (1996): Species survival in relation to habitat quality, size, and isolation: summary conclusions and future directions. – S. 373-381 in SETTELE, J., C. MARGULES, P. POSCHLOD & K. HENLE (eds.): Species Survival in Fragmented Landscapes. – Dordrecht (Kluwer).
- HENLE, K. & B. STREIT (1990): Kritische Betrachtungen zum Artenrückgang bei Amphibien und Reptilien und zu dessen Ursachen. – Natur u. Landschaft, Stuttgart, 65: 347-361.
- HEUSSER, H. (1969): Die Lebensweise der Erdkröte, *Bufo bufo* (L.); das Orientierungsproblem. – Rev. Suisse Zool., Genf, 76: 443-518.
- HEYER, W.R., M.A. DONNELLY, R.W. MCDIARMID, L.-A.C. HAYEK & M.S. FOSTER (1994): Measuring and Monitoring Biological Diversity. Standard Methods for Amphibians. – Washington (Smithsonian Institution).
- HILDENBRANDT, H., C. BENDER, V. GRIMM & K. HENLE (1995): Ein individuenbasiertes Modell zur Beurteilung der Überlebenschancen kleiner Populationen der Mauereidechse (*Podarcis muralis*). – Verh. Ges. Ökol., Weihenstephan, 24: 207-214.
- JAMES, C.D. (1990): A refinement of the stomach-flushing technique for small scincid lizards. – Herpetol. Rev., Athens, 21: 87-88.
- JOGER, U. & P. LENK (1997): Entnahme und Behandlung von Blutproben für molekular-genetische Untersuchungen in der Feldherpetologie. – In HENLE, K. & M. VEITH (Hrsg.): Naturschutzrelevante Methoden der Feldherpetologie. – Mertensiella, Rheinbach, 7: 329-340.
- KRONE, A. & D. KÜHNEL (1997): Erfahrungen mit dem Einsatz von Lichtfallen beim Nachweis von Molchen und Amphibienlarven. – In HENLE, K. & M. VEITH (Hrsg.): Naturschutzrelevante Methoden der Feldherpetologie. – Mertensiella, Rheinbach, 7: 29-33.
- KÜHNEL, K.D. (1993): Die Ringelnatter (*Natrix natrix*) in Berlin – Untersuchungen für ein Artenhilfsprogramm in einem urbanen Ballungsraum. – In GRUSCHWITZ, M., P.M. KORNAK, R. PODLOUCKY, W. VÖLKL, M. WAITZMANN (Hrsg.): Verbreitung, Ökologie und Schutz der Schlangen Deutschlands und angrenzender Gebiete. – Mertensiella, Bonn, 3: 211-226
- KYEK, M., N. WINDING & M. PALZENBERGER (1997): Habitatpräferenzen der Erdkröte (*Bufo bufo*) – eine telemetrische Untersuchung. – In HENLE, K. & M. VEITH (Hrsg.): Naturschutzrelevante Methoden der Feldherpetologie. – Mertensiella, Rheinbach, 7: 185-202.

- LEGLER, J.M. (1977): Stomach flushing: a technique for chelonian dietary studies. – *Herpetologica*, Chicago, **33**(3): 281-284.
- LEGLER, J.M. & L.J. SULLIVAN (1979): The application of stomach-flushing to lizards and anurans. – *Herpetologica*, Chicago, **35**(2): 107-110.
- LUNNEY, D. & D. AYERS (1993): The official status of frogs and reptiles in New South Wales. – S. 404-410 in LUNNEY, D. & D. AYERS (eds.): *Herpetology in Australia*. – Sydney (Surrey Beatty).
- MERTENS, R. (1969): Über Scheuheit und Furchtlosigkeit bei Reptilien, besonders bei Inseleidechsen. – *Zool. Beitr.*, Berlin, **15/2-3**: 347-361.
- MÖLLER, S. (1997): Nahrungsanalysen an *Lacerta agilis* und *Lacerta vivipara*. – In HENLE, K. & M. VEITH (Hrsg.): *Naturschutzrelevante Methoden der Feldherpetologie*. – Mertensiella, Rheinbach, **7**: 341-348.
- MÜNCH, D. (1989): Jahresaktivität, Gefährdung und Schutz von Amphibien und Säugetieren an einer Waldstraße. – *Beitr. Erforsch. Dortmunder Herpetofauna*, **1**: 1-144.
- NAULLEAU, G. (1987): Use of biotelemetry in the study of free ranging snakes: example of *Elaphe longissima*. – S. 289-292 in VAN GELDER, J.J., H. STRIBOSCH & P.J.M. BERGERS: *Proc. 4th Ord. Gen. Meet. Soc. Europ. Herpetol.* – Nijmegen (Universiteit Nijmegen).
- ORLANS, F.B. (1988): *Field Research Guidelines*. – Bethesda (Scientists Center for Animal Welfare).
- PAEPKE, H.J. (1983): Zehenamputationen – nicht unproblematisch. – *Feldherpetologie*, Magdeburg, **1983**: 25.
- PETERS, G. (1970): Studien zur Taxonomie, Verbreitung und Ökologie der Smaragdeidechsen. IV. Zur Ökologie und Geschichte der Populationen von *Lacerta viridis* (LAURENTI) im mitteleuropäischen Flachland. – *Veröff. Bez. Mus.*, Potsdam, **21**: 49-119.
- RICHARDS, S.J., U. SINSCH & R.A. ALFORD (1994): Radio tracking. – S. 155-158 in HEYER, W.R., M.A. DONNELLY, R.W. MCDIARMID, L.-A.C. HAYEK & M.S. FOSTER (eds.): *Measuring and Monitoring Biological Diversity. Standard Methods for Amphibians*. – Washington (Smithsonian Inst. Press).
- RYKENA, S. & H.K. NETTMANN (1987): Eizeitigung als Schlüsselfaktor für die Habitatansprüche der Zauneidechse. – *Jb. Feldherpetologie*, Köln, **1**: 123-136.
- SCHILDGER, B.J., R. BAUMGARTNER, W. HÄFELI, A. RÜBEL & E. ISENBÜGEL (1993): Narkose und Immobilisation bei Reptilien. – *Tierärztliche Praxis*, Stuttgart, **21**: 361-370.
- SCHLÜTER, A. (1984): *Ökologische Untersuchungen an einem Stillgewässer im tropischen Regenwald von Peru unter besonderer Berücksichtigung der Amphibien*. – Universität Hamburg (Unveröff. Dissertation).
- SCHWARZ, A. (1997): Möglichkeiten der Ermittlung von Raumnutzung und Populationsdichte bei der Kreuzotter (*Vipera b. berus* L.). – In HENLE, K. & M. VEITH (Hrsg.): *Naturschutzrelevante Methoden der Feldherpetologie*. – Mertensiella, Rheinbach, **7**: 247-260.
- SEYMOUR, R.S., G.J.W. WEBB, A.F. BENNETT & D.F. BRADFORD (1987): Effect of capture on the physiology of *Crocodylus porosus*. – S. 253-257 in WEBB, G.J.W., S.C. MANOLIS & P.J. WHITEHEAD (eds.): *Wildlife Management: Crocodiles and Alligators*. – Chipping Norton (Surrey Beatty & Sons).
- SHINE, R. (1985): The evolution of viviparity in reptiles: an ecological analysis. – S. 605-694 in GANS, C. & F. BILLET (eds.): *Biology of the Reptilia*. Vol. 15: *Development B*. – New York (A. Liss).
- SPIELER, M. (1997): Radio-telemetrische Untersuchungen zur Laichplatzwahl eines westafrikanischen Raniden: Methoden und erste Ergebnisse. – In HENLE, K. & M. VEITH (Hrsg.): *Naturschutzrelevante Methoden der Feldherpetologie*. – Mertensiella, Rheinbach, **7**: 203-220.

Naturschutzrelevante Nebenwirkungen feldherpetologischer Methoden

- SUBOWSKI, M.D. (1992): Releaser-induced recognition learning by amphibians and reptiles. – *Animal Learning & Behavior*, London, **20**(1): 63-82.
- THIESMEIER, B. (1990): Laufkäfer (Carabidae) erbeuten frisch metamorphosierte Feuersalamander (*Salamandra salamandra terrestris*) in Landfallen. – *Salamandra*, Frankfurt, **26**: 218-220.
- VAN DAMME, R., D. BAUWENS & R.F. VERHEYEN (1991): The thermal dependence of feeding behaviour, food consumption and gut-passage time in the lizard *Lacerta vivipara* JACQUIN. – *Funct. Ecol.*, Oxford, **5**: 507-517.
- VERBEEK, B. (1972): Ethologische Untersuchungen an einigen europäischen Eidechsen. – *Bonn. zool. Beitr.*, **2**: 122-151.
- WAITZMANN, M. (1993): Zur Situation der Äskulapnatter *Elaphe longissima* (LAURENTI, 1768) in der Bundesrepublik Deutschland. – In GRUSCHWITZ, M., P.M. KORNACKER, R. PODLOUCKY, W. VÖLKL, M. WAITZMANN (Hrsg.): Verbreitung, Ökologie und Schutz der Schlangen Deutschlands und angrenzender Gebiete. – *Mertensiella*, Bonn, **3**: 115-134
- WATERSTRAAT, A., H. BAIER, R. HOLZ, H.J. SPIEB & J. U LBRICHT (1996): Unzerschnittene, störungsarme Landschaftsräume – Versuch der Beschreibung eines Schutzgutes. – *Schr.-R. Landesamtes Umwelt Natur Mecklenburg-Vorpommern, Gülzow*, **1**: 5-24.
- WOLF, K.-R. (1994): Untersuchungen zur Biologie der Erdkröte *Bufo bufo* L. unter besonderer Berücksichtigung des Einflusses von Migrationshindernissen auf das Wanderverhalten und die Entwicklung von vier Erdkrötenpopulationen im Stadtgebiet von Osnabrück. – Hannover (Mellen Univ. Press).