

Bestandstrends der Erdkröte *Bufo bufo* (LINNAEUS, 1758) im Saarland (Anura: Bufonidae)

Norman Wagner

Kurzfassung: Mit Hilfe von Zeitreihen an Zählenden, welche von Amphibienschutzzäunen im Saarland stammen, wurde der langfristige Bestandstrend der Erdkröte *Bufo bufo* (LINNAEUS, 1758) im Saarland abgeschätzt. Hierfür wurde die Auswertungsmethode des „U.S. Geological Survey“ angewendet. Die Ergebnisse legen nahe, dass die Erdkröte im Mittel einen stabilen Trend – zumindest über die letzten 14 Jahre – zeigt. Aufgrund der geringen Anzahl an verwertbaren Standortdaten, der geringen Güte des Gesamtmodells sowie den bekannten Unsicherheiten bei der Auswertung von Zählenden ist dieser stabile Trend jedoch nur eine erste grobe Abschätzung. Zu Bestandstrends vieler Einzelstandorte können jedoch recht gute Aussagen getroffen werden: In zwei Fällen nahmen die Bestände stark ab, in den übrigen blieben sie stabil. Besonders stationäre Anlagen, welche einer regelmäßigen Erfolgskontrolle unterliegen müssten, können durch den Straßenverkehr gefährdete Populationen der Erdkröte als auch anderer Amphibienarten und Kleintiere zukunftssträftig schützen. Beim Straßenneubau ist der Bau solcher Anlagen bei Notwendigkeit inzwischen einheitlich geregelt, Konstruktion an bereits bestehenden Straßen, Pflege und besonders Erfolgskontrollen dieser Anlagen sind jedoch derzeit nicht einheitlich geregelt. Bei der Priorisierung von Schutzbemühungen zeigt sich gleichzeitig das bekannte Problem, dass Daten zu Größen von Amphibienpopulationen zumeist fehlen.

Schlüsselwörter: Rückgang von Amphibienpopulationen, Effekte von Straßen auf Wildtiere, Zählenden, Populationsgröße

Title: Population trends of the Common toad *Bufo bufo* (LINNAEUS, 1758) in the Saarland (Anura: Bufonidae)

Abstract: With the help of time series of count data from amphibian drift fences, the long-term population trend of the Common toad *Bufo bufo* (LINNAEUS, 1758) in the Saarland has been estimated using the evaluation method of the ‘U.S. Geological Survey’. The results suggest that in average the Common toad shows a stable trend – at least over the past 14 years. Due to the small sample size, low fit of the overall model, and the known uncertainties of count data, this stable trend is, however, only a first rough estimate. Conversely, for many local populations, the predications are quite good: in two cases, strong declines could be observed, in the remaining, the populations seem to be stable. Populations of Common toads but also other amphibians and small animals, which are endangered by road traffic, are best protected by stationary protection systems. However, a regular success monitoring should be conducted. Today, construction of such protection systems is regulated concerning new road-building, but construction along existing roads and especially success monitoring are not regulated by law yet. Missing data on amphibian population sizes furthermore hamper the identification of priority areas for conservation efforts.

Keywords: amphibian population decline, effects of roads on wildlife, count data, population size

Titre: Tendance du nombre de la population du crapaud commun *Bufo bufo* (LINNAEUS, 1758) dans la Sarre (Anura: Bufonidae)

Résumé: La tendance des populations du crapaud commun *Bufo bufo* (LINNAEUS, 1758) a été à long terme estimée grâce à des séries chronologiques de données de comptage dérivées de clôtures de conservation des amphibiens dans la Sarre. A cet effet, le procédé de la „U.S. Geological Survey“ a été appliqué. Les résultats démontrent que le crapaud commun a en moyenne une tendance stable – au moins au cours des 14 dernières années. Le nombre réduit des données de location utilisables, la faible qualité de l'ensemble du modèle ainsi que les incertitudes connus dans l'analyse des données de comptage montrent que cette tendance stable n'est qu'une première estimation approximative. Des déclarations positives peuvent être faites: Concernant les tendances des populations de nombreux sites différents. Dans deux cas, les populations ont chuté fortement, dans les autres elles sont restées stable. En particulier, les sites fixes mis en place (bâches de protection), soumis à l'examen du rendement régulier peuvent à l'avenir protéger non seulement les populations du crapaud commun mais aussi d'autres batraciens ainsi que toutes les petits animaux menacés par le trafic routier. Ce type d'installation est maintenant réglementé de manière uniforme en cas de la construction de nouvelles routes. Cependant les installations érigées sur des routes déjà existantes ne sont actuellement pas réglementées de façon uniforme (tout particulièrement l'entretien des sites et leurs contrôles d'efficacité). Des efforts prioritaires de protection de l'espèce révèlent un problème bien connu le plus souvent: un manque d'information concernant les données des effectifs des populations d'amphibiens.

Mots-clés: déclin des populations amphibie, les effets des routes sur la faune, données comptages, la taille de la population

1 Einleitung

Die Erdkröte *Bufo bufo* (LINNAEUS, 1758) besitzt ein großes Areal, welches eine Nord-Süd-Ausdehnung von über 4000 km und eine Ost-West-Ausdehnung von über 8000 km aufweist und das gesamte Mitteleuropa umfasst (SINSCH et al. 2008). Deutschland wird flächendeckend besiedelt (GÜNTHER & GEIGER 1996). In den meisten deutschen Bundesländern ist die Art das häufigste Amphib und wird nur in manchen Fällen noch vom Grasfrosch (*Rana temporaria*) in ihren Beständen übertroffen (z. B. in Nordrhein-Westfalen: WEDDELING & GEIGER 2011). Trotz ihrer noch weiten Verbreitung wurden in den letzten Jahren teils starke Bestandsrückgänge in Teilen ihres Verbreitungsgebietes verzeichnet. So wiesen BONARDI et al. (2012) einen Rückgang von etwa 70% der untersuchten italienischen Erdkrötenpopulationen nach und in der Schweiz wurde die Art aufgrund starker rezenter Bestandsverluste als „verletzlich“ eingestuft (SCHMIDT & ZUMBACH 2005). Auch in deutschen Bundesländern wurden Rückgänge registriert. In Baden-Württemberg wurde die Art etwa aufgrund regionaler, zum Teil starker Bestandsverluste in die Vorwarnliste aufgenommen, da Populationen mit über 5000 Adulti fast nirgendwo mehr bekannt sind und auch eine langfristige Bestandssicherung in ihrer Existenz durch den Straßenverkehr gefährdeter Populationen nicht gegeben ist (LAUFER 1999). Auch in Sachsen-Anhalt wurde die Erdkröte in die Vorwarnliste aufgenommen, weil sie im Vergleich zu anderen Arten überproportional von der fortschreitenden Landschaftszerschneidung und erhöhtem Straßenverkehr betroffen ist (MEYER & BUSCHDORF 2004). Im Stadtstaat Berlin wird die Erdkröte sogar – besonders aufgrund der Gefährdung durch den Straßenverkehr – in der Kategorie 3 als „gefährdet“ eingestuft (KÜHNEL et al. 2005). Ein Verhalten, welches neben der einfachen Überquerung einer Straße zu weiteren Verlusten durch den Straßenverkehr führt ist, dass Männchen an offenen Plätzen aufgerichtet nach Weibchen Ausschau halten – und eine flache, geteerte Straße aus Krötesicht dafür sehr geeignet erscheint (Abbildung 1).



Abb. 1: Erdkrötenmännchen sucht in aufgerichteter Haltung nach einem Weibchen. Hierfür platzieren sich die Tiere an übersichtlichen, offenen Stellen im Gelände – was auch oftmals eine geteerte Straße darstellen kann (Foto: ULRICH SCHULTE).

Meist sind Zählungen von Adulti an mobilen Schutzzäunen während der Anwanderung an ihre Laichgewässer die einzigen Angaben, welche zur Abundanz von lokalen Populationen vorliegen. Diese Zähl-daten zeigen aber eine starke Heterogenität im Sammelerfolg, welche wiederum die Detektionswahrscheinlichkeit stark beeinflusst. Vorweg muss daher gesagt werden, dass Zähl-daten der meisten Wildtiere aufgrund ihrer Unsicherheiten zum Abschätzen unnatürlicher Populationsfluktuationen streng genommen ungeeignet und stattdessen Populationsgrößenschätzungen mit Hilfe von Fang-Wiederfang-Methoden notwendig sind (SCHMIDT et al. 2002). Bei der Wechselkröte (welche jedoch ein anderes Verhalten am Laichgewässer aufweist und die Männchen dort noch länger als die der Erdkröte anzutreffen sind) zeigte etwa eine Populationsgrößenschätzung auf Grundlage von Fang-Wiederfang-Daten, dass in einer saarländischen Bergbaufolgelandschaft bei über zehn Begehungen meist weit unter 100 Tiere zur Laichzeit an ihren Gewässern angetroffen werden konnten, alleine der Populationsanteil reproduktiver Männchen aber wohl über 300 beträgt (WAGNER et al. 2011). Daher kann nicht sofort von einem abnormalen (anthropogen bedingten) Rückgang von Population ausgegangen werden, wenn sich über wenige Jahre hinweg rückgängige Zahlen an einem Zaun registriert werden, da auch hier Tiere „übersehen“ werden können (etwa weil sie vor Zaunaufbau die Straße querten, einen etwas anderen Weg wählten, ein dem Laichgewässer näher gelegenes Winterquartier aufgesucht haben oder – im Falle von Weibchen – eine Laichzeit einfach ausfallen gelassen haben: LOMAN & MADSEN 2010). Zudem zeigen Amphibienpopula-tionen natürliche, teils subjektiv starke Fluktuationen (MEYER et al. 1998). Die Gründe hierfür können vielfältig sein. Etwa können Wetterextreme in manchen Jahren eine schwächere Reproduktion bedingen, was natürlich erst Jahre später bei der Anzahl geschlechtsreifer Tiere erkennbar wird (skeletochronologi-sche Untersuchungen legen nahe, dass in Deutschland männliche Erdkröten erst mit 3-4, Weibchen sogar

erst mit 4-5 Jahren reproduktiv werden: HEMELAAR 1988). Selbst grobe Bestandstrends können bei der Verwendung von Zählraten nur mit Hilfe statistischer Methoden aufgezeigt werden, welche die Streuung und Unsicherheiten in den Datensätzen berücksichtigen.

In der vorliegenden Arbeit wurde auf Grundlage vorhandener Zählraten versucht abzuschätzen, welche Bestandstrends die Erdkröte im Saarland aufweist. Hier wird die Art zwar als „ungefährdet“ eingestuft (FLOTTMANN et al. 2008), jedoch ist die tatsächliche Verbreitung und Abundanz dieser recht häufigen Art – wie bei vergleichbaren anderen Arten auch – relativ unbekannt. Viele Populationen sind einfach nicht registriert, weshalb unbesetzte Felder in Verbreitungskarten eher auf fehlenden Angaben als auf Absenz zurückzuführen sind (vgl. etwa http://www.delattinia.de/Verbreitungskarten/BUF_BUFO.HTM).

2 Material und Methoden

Als Datengrundlage für die Überprüfung dienten Zählraten, welche von ehrenamtlichen Helfern an saarländischen Amphibienschutzzäunen in den Jahren 1985-2012 gewonnen wurden (www.amphibienschutz.de). Verwertbar waren leider nur Daten von 21 Standorten, welche Zählreihen von mindestens drei Jahren lieferten (im Mittel 8,1 Jahre). Wenn Zaunraten plötzlich endeten (oder auch zwischen den Jahren keine Angaben vorhanden waren), wurde jedoch nicht von einem Aussterben der Population ausgegangen, sondern von nichtbetreuten Zäunen bzw. keiner Dateneingabe. Daher wurden solche Lücken in den Zeitreihen in der Auswertung mit „Daten nicht vorhanden“ (N.A.) berücksichtigt.

Es gibt eine Reihe statistischer Methoden mit teils komplexen Algorithmen, welche die Unsicherheiten in Zählraten so gut wie möglich zu berücksichtigen versuchen, etwa die Δ -N-Methode, mit welcher HOULAHAN et al. (2000) den globalen Rückgang von Amphibienspopulationen untermauerten und welche auch BONARDI et al. (2012) zur Analyse ihrer Erdkröten-Daten nutzte. Das N-Mixture-Modell von ROYLE (2004) kann zudem abiotische Co-Faktoren wie Niederschlag oder Temperatur berücksichtigen. In der vorliegenden Arbeit wurde sich an die (eher pragmatische, aber deshalb nicht unbedingt schlechte) Herangehensweise des „United States Geological Survey“ (USGS) für das Erkennen von Trends aber auch des Streuungsmaß in den Daten für nordamerikanische Amphibienspopulationen gehalten. Hierbei wird zuerst mit Hilfe einer Regression der lineare Trend für eine bzw. mehrere Zeitreihen aufgezeigt. Mit Hilfe der linearen Regressionsmodelle wird grob abgeschätzt, welche Trends an Schutzzäunen – und damit sehr wahrscheinlich den spezifischen Erdkrötenpopulationen – in den letzten Jahren beobachtet werden konnten. Das Bestimmtheitsmaß (R^2), welches ein Maß für den Anteil der erklärten Varianz des linearen Modells (dieses liegt hypothetisch zwischen 0= 0% erklärte Varianz und 1 = 100% erklärte Varianz) und das Quadrat des Regressionskoeffizienten darstellt, zeigt auf, inwiefern die Daten trotz Fluktuationen tatsächlich einem linearen Trend folgen.

Der USGS sieht zudem vor, einen trendbereinigten Variationskoeffizienten (CV) für jede Zeitreihe an Rohdaten zu berechnen. Im Gegensatz zur Varianz ist der CV ein relatives Streuungsmaß, d. h. er hängt nicht von der Maßeinheit ab. So weisen Zählraten (Erdkröten werden oft zu Tausenden an Schutzzäunen registriert) mit großen Mittelwerten eine größere Varianz auf als solche mit kleinen Mittelwerten. Der CV normiert die Varianz: Ist die Standardabweichung größer als der Mittelwert, so ist der $CV > 1$. Zur Berechnung dieses Koeffizienten wird die Standardabweichung verwendet, die sich aus den Residuen der linearen Regression der Zählraten gegenüber der Zeit ergibt (<http://www.pwrc.usgs.gov/monmanual/cvs/cvcalcsexample.cfm>). Dadurch kann die Unsicherheit im Datensatz in Bezug auf Aussagen zu Trends aufgezeigt werden, was besonders bei Amphibienspopulationen relevant ist, da diese starken natürlichen Fluktuationen unterliegen (MEYER et al. 1998).

3 Ergebnisse

Von den 21 berücksichtigten saarländischen Standorten zeigten zwei einen signifikant negativen und zwei einen signifikant positiven linearen Trend (Tabelle 1). Über 80% der Populationen sowie die Mittelwerte aller registrierten Individuen pro Jahr zeigen keinen klaren Trend, d.h. sie blieben (trotz teilweise subjektiv wenig registrierter Individuen in manchen Jahren) mehr oder weniger stabil (Abbildung 2).

Die Populationen, welche einen Trend aufwiesen, besitzen ein recht hohes relatives Streuungsmaß (CV), jedoch ist nur bei einer anscheinend stabilen Population (Ludweiler) die Standardabweichung größer als der Mittelwert (vgl. CV-Werte in Tabelle 1). Anhand des Bestimmtheitsmaßes (R^2) sieht man zudem, dass bei den beiden anscheinend gewachsenen Populationen kein wirklicher linearer Zusammenhang besteht (etwa 20-30% erklärte Varianz), sehr wohl jedoch bei den beiden rückläufigen Populationen (etwa 70-80% erklärte Varianz). Bei den stabilen Populationen schwankt dieses zwischen praktisch gar keiner bis hin zu praktisch völliger erklärter Varianz (Tabelle 1).

Tab. 1: Übersicht der Standorte, Zeitspannen, Mittelwerte registrierter Individuen über alle Jahre, trendbereinigter Variationskoeffizienten (CV) als relatives Streuungsmaß der vorhandenen Zählzeiten, Güte (R^2) der linearen Regressionsmodelle sowie Populationstrends.

| Standort | Zeitspanne | Ø Ind. | CV | R^2 | Populationstrend |
|---------------------|------------------|----------------|-------------|-------------|------------------|
| Merzig-Mechern | 2001-2006 | 246,60 | 0,84 | 0,23 | O |
| Merzig-Schwemlingen | 2001-2012 | 1648,67 | 0,68 | 0,30 | O |
| Weiskirchen | 1999-2011 | 558,54 | 0,91 | 0,70 | ↓↓↓*** |
| Wolfersweiler | 2007-2011 | 1548,8 | 0,34 | 0,40 | O |
| Weiskirchen II | 1999-2012 | 1806,29 | 0,77 | 0,34 | ↑* |
| Lautenbach | 2002-2006 | 1589,20 | 0,23 | 0,65 | O |
| Fremersdorf | 2003-2006 | 188,00 | 0,98 | 0,19 | O |
| Oberesch | 2003-2006 | 1811,67 | 0,61 | 0,61 | O |
| Wallerfangen | 2003-2006 | 434,75 | 0,42 | 0,58 | O |
| Kleinottweiler | 2003-2007 | 339,60 | 0,26 | 0,40 | O |
| Ommersheim | 1995-2012 | 299,67 | 0,39 | 0,00 | O |
| Ormersheim | 1985-2012 | 1063,71 | 0,93 | 0,20 | ↑* |
| Urexweiler | 2002-2012 | 1410,78 | 0,49 | 0,00 | O |
| St. Wendel | 2003-2006 | 150,67 | 0,75 | 0,01 | O |
| Fischbach | 2003-2011 | 1498,75 | 0,72 | 0,77 | O |
| Ludweiler | 2003-2005 | 37,67 | 1,01 | 0,74 | O |
| Warndtweiher | 2001-2006 | 1831,50 | 0,41 | 0,22 | O |
| Krämbachtal | 2001-2006 | 127,17 | 0,64 | 0,78 | ↓* |
| Dorf im Warndt | 2001-2006 | 184,60 | 0,67 | 0,62 | O |
| Völklingen | 2003-2005 | 227,33 | 0,51 | 0,98 | O |
| Lauterbach | 2002-2006 | 53,75 | 0,74 | 0,90 | O |
| Gesamt | 1999-2012 | 1021,56 | 0,21 | 0,04 | O |

O = stabil bzw. kein Trend erkennbar, ↑* = signifikant steigend ($P < 0,05$),

↓* = signifikant rückläufig ($P < 0,05$), ↓↓↓***höchst signifikant rückläufig ($P < 0,001$)

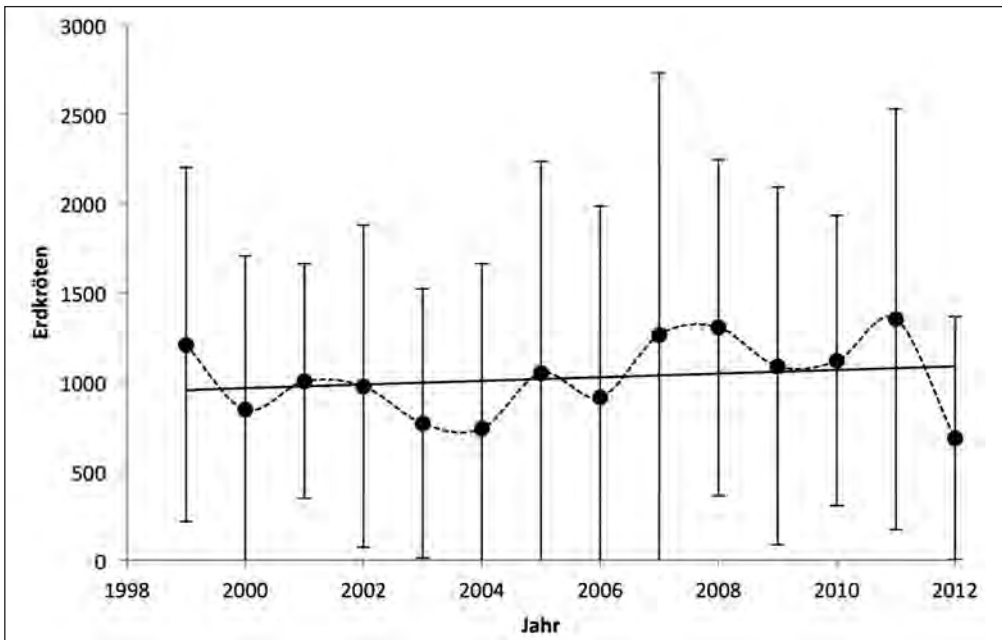


Abb. 2: Trend der Mittelwerte (\pm Standardabweichung) aller registrierten Erdkrötenindividuen an Schutzzäunen im Saarland (1999-2012). Der (lineare) Trend ist nicht signifikant, weder negativ noch positiv; zudem erklärt das lineare Modell gerade einmal 4% Varianz. Obwohl hohe Standardabweichungen in den jährlichen Zählzeiten vorliegen, ist das relative Streuungsmaß recht gering ($CV = 0,21$).

Beispielhafte Berechnung für einen Standort

Als Beispiel wird die Zählzeitenreihe eines Amphibienschutzzäunes bei Weiskirchen aufgezeigt. Die ersten vier Schritte zeigen die Berechnung der linearen Regression, in den folgenden wird ausgehend von diesen Werten der trendbereinigte Variationskoeffizient (CV) berechnet.

Der Zaun wurde erstmals im Jahre 1999 aufgebaut und es sind Zählzeiten bis 2011 vorhanden. Im ersten Schritt wird der Mittelwert der Zeitspanne ($= x$) und der in den Fangemern aufgefundenen Individuen ($= y$) berechnet. Der Mittelwert dieser Zeitreihe beträgt 2005. Über die 7 Jahre wurden: 1893, 738, 1143, 633, 758, 441, 300, 285, 480, 379, 56, 102 und 53 Erdkröten erfasst, also im Mittel 558,54. In einem zweiten Schritt werden die Mittelwerte von den tatsächlichen Werten (Jahre und Zählzeiten) abgezogen. Man erhält folgende Werte für die Jahre: -6; -5; -4; -3; -2; -1; 0; 1; 2; 3; 4; 5; 6 und für die Zählzeiten: 1334,46; 179,46; 584,46; 74,46; 199,46; -117,54; -258,54; -273,54; -78,54; -179,54; -502,54; -456,54; -505,54. Diese Werte werden in einem dritten Schritt sowohl quadriert als auch multipliziert: $(x - \text{Mittelwert}(x))^2$ und $(x - \text{Mittelwert}(x)) * (y - \text{Mittelwert}(y))$. Dadurch ergeben sich zwei Zahlenreihen, welche wiederum summiert werden. So erhält man die „Summe der Quadrate“ der Jahre (hier 182) und die „Summe der Produkte der Differenzen“ (hier -20042) der Jahre und der Zählzeiten. In einem vierten Schritt werden die Steigung und der Schnittpunkt der Y-Achse der Regressionsgerade bestimmt. Für die Steigung wird „Summe der Produkte der Differenzen“ durch die „Summe der Quadrate“ geteilt (hier -0,01). Die Steigung der Y-Achse wird errechnet, indem man vom Mittelwert von y (also den Zählzeiten) das Produkt der Steigung und des Mittelwertes von x (also den Jahren) subtrahiert (hier 576,75). Die

Gleichung der linearen Regression heißt folglich: $y = -0,01x + 576,75$ (siehe Abbildung 3). Wenn man nun die einzelnen Jahre als x in diese Gleichung einsetzt und diese auflöst, erhält man den vorhergesagten Wert für y , also die auf Grundlage der vorhandenen Zeitreihe statistisch gesehen wahrscheinliche Anzahl an Individuen, wenn von einem linearen Zusammenhang ausgegangen wird. Aus diesen Werten können wiederum die Residuen, d.h. die Differenz zwischen der Regressionsgeraden und den beobachteten Werten (vorhergesagte Anzahl an Individuen subtrahiert von der beobachteten Anzahl an Individuen), als auch die Standardabweichung dieser Residuen (Quadratwurzel der „Summe der Quadrate“ geteilt durch $n-1$) und schließlich der Variationskoeffizient der Residuen (Standardabweichung der Residuen geteilt durch Mittelwert $[y]$) berechnet werden. Dieser liegt in diesem Fall bei 0,91.

Berechnet man sich nun in diesem Beispiel das Bestimmtheitsmaß (R^2) (auf dessen genaue Berechnung wird hier verzichtet und auf DORMANN & KÜHN [2009] verwiesen), erhält man einen Wert von 0,71 (also über 70% erklärte Varianz). Zudem kann mit Hilfe des T-Wertes (der Quotient des Regressionskoeffizienten und des Standardfehlers) berechnet werden, ob dieser signifikant von null verschieden ist und damit ein statistisch signifikanter Rückgang ($\alpha=0,05$) vermutet werden könnte. In diesem Beispiel liegt ein höchst signifikanter Wert ($P < 0,001$) vor.

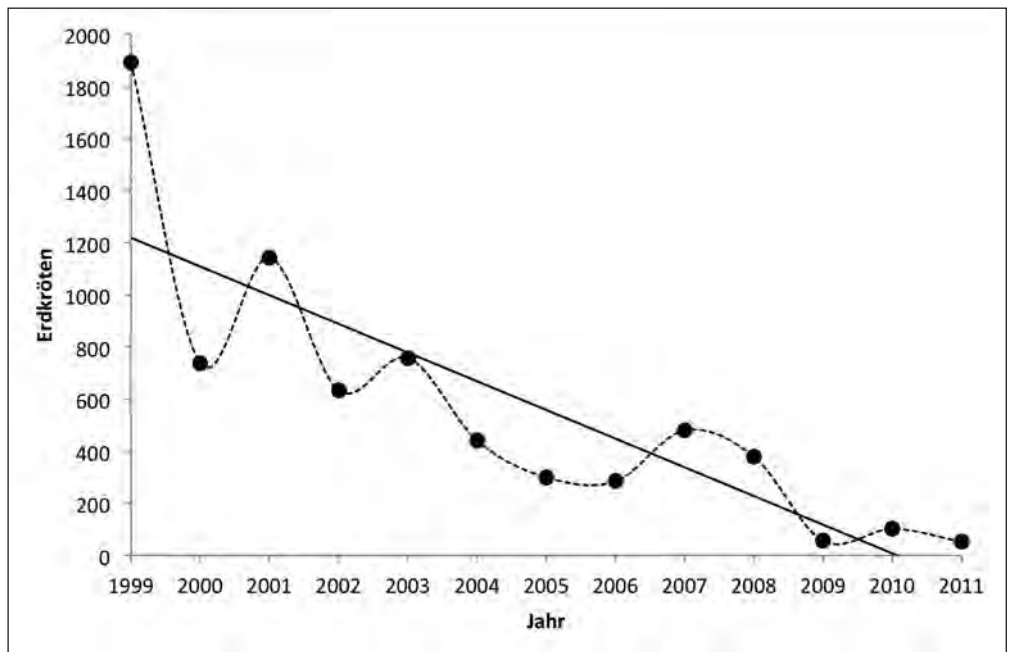


Abb. 3: Beispielhafter negativer Trend registrierter Erdkrötenindividuen an einem Schutzzaun bei Merzig-Weiskirchen (1999-2011). Der (lineare) negative Trend ist statistisch höchst signifikant ($P < 0,001$); zudem erklärt das lineare Modell 70% Varianz, das Streuungsmaß ist relativ hoch ($CV= 0,91$).

4 Diskussion

Die Auswertung der zugrunde liegenden Daten lässt vermuten, dass die Erdkröte im Saarland wohl einen stabilen Bestandstrend aufweist, zumindest über die letzten knapp 15 Jahre. Lediglich an zwei der 21 Standorte ließen sich statistisch gesehen signifikante, lineare Rückgänge beobachten. Dies ist in Einklang

mit der Einschätzung von FLOTTMANN et al. (2008) für das Saarland und den Einschätzungen aus anderen Bundesländern, in denen die Erdkröte noch als „ungefährdet“ gilt (Brandenburg: SCHNEEWEISS et al. 2004, Bayern: BEUTLER & RUDOLPH 2003, Hamburg: BEUTLER & FEUERRIEGEL 2004, Niedersachsen: PODLOUCKY & FISCHER 1994, Nordrhein-Westfalen: SCHLÜPMANN & GEIGER 1999, Schleswig-Holstein: KLINGE 2003, Sachsen: RAU et al. 1999, Thüringen: NÖLLERT et al. 2001). Jedoch wird auch in diesen Bundesländern der Straßenverkehr als Hauptgefährdung gesehen, dessen Verluste nur durch mobile Schutzzäune und besonders stationäre Anlagen kompensiert werden müssen (z. B. SCHNEEWEISS et al. 2004).

Amphibienschutz an Straßen

Gefährdungsursachen für Erdkrötenpopulationen können vielfältig sein und reichen von weniger offensichtlichen, wie der Belastung mit Umweltchemikalien (BERNABÒ et al. 2008) oder erhöhter UV-B-Strahlung (LIZANA & PEDRAZA 1998) hin zu der Hauptgefährdung vieler Arten, Habitatzerstörung bzw. -entwertung (GÜNTHER & GEIGER 1996). Jedoch sind sich viele Autoren einig, dass die Erdkröte – wie auch andere heimische Amphibien – besonders aufgrund ihrer ausgeprägten, relativ synchronen Laichplatzwanderung, aber auch der recht synchronen Metamorphose der Jungtiere im Sommer, welche weiter entfernte Landhabitats aufsuchen, durch den Straßenverkehr gefährdet ist (z. B. KÜHNEL et al. 2005, LAUFER 1999, MEYER & BUSCHDORF 2004, SCHNEEWEISS et al. 2004). Das Überdauern in ihrer Existenz durch den Straßenverkehr gefährdeter Erdkrötenpopulationen, deren Verkehrsverluste nur durch mobile Schutzzäune kompensiert werden, ist im Blick auf die Zukunft nicht gegeben. LAUFER (1999) bemerkt zurecht, dass man deshalb nicht von einer langfristigen Sicherung dieser Populationen ausgehen kann, da die Zäune zwar meist von den Straßenämtern zur Verfügung gestellt und aufgebaut werden, jedoch die Betreuung in aller Regel durch ehrenamtliche Schutzbemühungen erfolgt und ehrenamtliche Helfer Mangelware sind. Oftmals muss auch der Aufbau durch Ehrenamtliche getätigt werden (z. B. in Thüringen: LÖW et al. 2010). Auch sind nicht immer alle Konfliktbereiche dadurch abgedeckt. So werden etwa im Landkreis Mittelsachsen nur an 13 von insgesamt 42 bekannten Konfliktbereichen mobile Schutzzäune aufgebaut (KUSCHKA 2010). Daher sollte das Hauptaugenmerk für den Amphibienschutz an Straßen auf dem Bau von stationären Anlagen liegen. Es ist schon seit mehreren Jahrzehnten bekannt, dass diese eine effektivere und zukunftsträgigere Lösung als mobile Schutzzäune darstellen (DICK & SACKL 1988). Diese werden jedoch nur bei entsprechendem Bedarf bei Straßenneubauten durchgeführt. Die Konstruktion an bestehenden Straßen ist derzeit nicht einheitlich geregelt (KORDGES 2003). Besonders beim Bau solcher stationärer Anlagen wird häufig über die Kosten-Nutzen-Frage diskutiert. Sicherlich ist die Erdkröte vielerorts noch häufig und ungefährdet. Prinzipiell sollte auch kritisch hinterfragt werden, ob die Gesamtpopulation durch Straßenverluste gefährdet ist oder ob es sich eher um tierschutzrechtliche Aspekte handelt. KORDGES (2003) nennt als einfaches Beispiel, dass 100 jährlich überfahrene Kröten bei einer Gesamtpopulation von Tausenden Adulti sicherlich naturschutzfachlich weniger ins Gewicht fallen als bei einer Gesamtpopulation von wenigen Hundert. Daher wird teilweise der Vorwurf laut, dass Naturschutzmittel für andere, stärker bedrohte Arten sinnvoller und effektiver genutzt werden könnten. Dem kann entgegnet werden (neben der Tatsache, dass alle heimischen Amphibien nach Bundesartenschutzverordnung „besonders geschützt“ sind), dass Schutzmaßnahmen für die Erdkröte allen anderen heimischen Amphibienarten – mit oftmals kleineren und rückläufigen Populationen – helfen und einer weiteren Zerschneidung der Landschaft mit all ihren negativen Folgen entgegenwirken. Stationäre Tunnelsysteme stellen zudem auch für viele andere Kleintiere eine Möglichkeit dar, eine Straße zu „unterqueren“. Zudem werden stationäre Anlagen bei Straßenneubauten im Rahmen der Umweltplanung festgelegt, die Baukosten liegen beim Vorhabenträger und dürfen nicht aus Mitteln des Naturschutzes bezahlt werden. Für stationäre Anlagen sind die Straßenbauämter des Bundes, der Länder und Kommunen zuständig und ihre Planung und ihr Bau sind einheitlich geregelt (BMVBS 2000). Eine Erfolgskontrolle findet jedoch in

der Regel nicht statt. Ob und in welchem Ausmaß stationäre Anlagen angenommen werden und welche Gründe eine Nichtannahme bedingen, bedarf meistens weiterer Untersuchung. Diese müsste eigentlich vom Vorhabenträger gezahlt werden, meist geschieht dies jedoch wiederum über Ehrenamtliche.

Teilweise zeigte sich ein zögerliches Verhalten der Erdkröte bei der Annahme von Unterquerungen. Dies könnte etwa durch eingespültes Laub bedingt sein, welches es den Erdkröten nicht ermöglicht, das Ende des Tunnels zu sehen (LÖW et al. 2010), kann jedoch auch viele andere Gründe haben. So gelten etwa von sechs im Landkreis Mittelsachsen gebauten stationären Anlagen bisher nur zwei als voll funktions-tüchtig, weil die Leiteinrichtungen aus finanziellen Gründen zu kurz gebaut wurden, die Tiere die Tunnel nicht annehmen und an der Anlage „vorbeiwandern“ (KUSCHKA 2010). Auch stationäre Anlagen müssen jährlich betreut werden. Die Vegetation um die Zäune muss entfernt werden, damit Tiere diese nicht überklettern können. Ebenso müssen die Tunnel freigehalten werden. Dies stellt wiederum zu bezahlenden Arbeitsaufwand dar.

Fazit

Aufgrund der teils kurzen Zeitreihen, der insgesamt geringen Stichprobengröße, der geringen Güte des Gesamtmodells und den bekannten Unsicherheiten im Hinblick auf Zähl-daten kann nur ein stabiler Gesamt-trend der Erdkröte im Saarland vermutet werden. Zu Bestandstrend vieler Einzelstandorte können jedoch recht gute Aussagen getroffen werden. Besonders stationäre Anlagen, welche einer regelmäßigen Erfolgskontrolle unterliegen müssten, können durch den Straßenverkehr gefährdete Popu-lationen der Erdkröte als auch syntop vorkommender Amphibien und anderer Kleintiere zukunfts-trächtig schützen. Konstruktion an bestehenden Straßen, ausreichende Pflege und besonders Erfolgs-kontrollen dieser sind jedoch derzeit noch nicht geregelt. Grundsätzlich zeigt sich bei der Priorisierung von Schutzbemühungen auch das Problem, dass gut geschätzte Größen von Amphibienpopulationen meist nicht vorhanden sind.

5 Dank

Ich danke besonders HANS-JÖRG FLOTTMANN, NABU AG Amphibien- und Reptilienschutz, für die Freigabe der Schutzzaun-Daten und natürlich allen ehrenamtlichen Helfern, welche sich für den Amphibienschutz an Straßen einsetzen. Des Weiteren danke ich Dr. ULRICH SCHULTE für die Zurverfügungstellung von Bildmaterial und Dr. FRANZ GASSERT für die Übersetzung des Titels und der Kurzfassung ins Französische.

6 Literatur

- BERNABÒ, I., BRUNELLI, E., BERG, C., BONACCI, A. & S. TRIPEPI (2008): Endosulfan acute toxicity in *Bufo bufo* gills: ultrastructural changes and nitric oxide synthase localization. – *Aquatic Toxicology* **86**: 447–456.
- BEUTLER, A. & B.U. RUDOLPH (2003): Rote Liste gefährdeter Lurche (Amphibia) Bayerns. http://www.lfu.bayern.de/natur/rote_liste_tiere_daten/doc/tiere/amphibia.pdf
- BMVBS (BUNDESMINISTERIUM FÜR VERKEHR, BAU- UND WOHNUNGSWESEN, ABTEILUNG STRASSENBAU, STRASSENVERKEHR) (2000): MAmS – Merkblatt zum Amphibienschutz an Straßen. – FGSV, Köln. 28 S.
- BONARDI, A., MANENTI, R., CORBETTA, A., FERRI, V., FIACCHINI, D., GIOVINE, G., MACCHI, S., ROMANAZZI, E., SOCCINI, C., LUCIANA BOTTONI, L., PADOA-SCHIOPPA, E. & G.F. FICETOLA (2012): Usefulness of

- volunteer data to measure the large scale decline of “common” toad populations. – *Biological Conservation* **144**: 2328-2334.
- BRANDT, I. & K. FEUERRIEGEL (2004): Artenhilfsprogramm und Rote Liste. Amphibien und Reptilien in Hamburg - Verbreitung, Bestand und Schutz der Herpetofauna im Ballungsraum Hamburg. – Freie und Hansestadt Hamburg, Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt, Naturschutzamt, Hamburg. 288 S.
- DICK, G. & P. SACKL (1988): Angaben zur Laichwanderung von Erdkröte, *Bufo b. bufo* (LINNAEUS, 1758), und Grasfrosch, *Rana t. temporaria* LINNAEUS, 1758, einiger Populationen im Waldviertel (Niederösterreich) sowie zu praktischen Schutzmaßnahmen. – *Herpetozoa* **1**: 13-22.
- DORMANN, C.F. & I. KÜHN (2009): Angewandte Statistik für die biologischen Wissenschaften. http://cran.r-project.org/doc/contrib/Dormann+Kuehn_AngewandteStatistik.pdf
- FLOTTMANN, H.-J., BERND, C., GERSTNER, J. & A. FLOTTMANN-STOLL (2008): Rote Liste der Amphibien und Reptilien des Saarlandes (Amphibia, Reptilia). In: MINISTERIUM FÜR UMWELT UND DELATTINIA (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Pflanzen und Tiere des Saarlandes. – Eigenverlag, Saarbrücken: 307-328.
- GÜNTHER, R. & A. GEIGER (1996): Erdkröte – *Bufo bufo* (LINNAEUS, 1758). In: R. GÜNTHER (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. – Fischer, Jena: 274-302.
- HEMELAAR, A.S.M. (1988): Age, growth and other population characteristics of *Bufo bufo* from different latitudes and altitudes. – *Journal of Herpetology* **22**: 369-388.
- HOULAHAN, J.E., FINDLAY, C.S., SCHMIDT, B.R., MEYER A.H. & S. L. KUZMIN (2000): Quantitative evidence for global amphibian population declines. – *Nature* **404**: 752-755.
- KLINGE, A. (2003): Die Amphibien und Reptilien Schleswig-Holsteins - Rote Liste. – LANU SH-Natur, Kiel. 64 S.
- KORDGES, T. (2003): Amphibien-Schutzmaßnahmen an bestehenden Straßen – Anspruch und Wirklichkeit. In: GLANDT, D., SCHNEEWEISS, N., GEIGER, A. & A. KRONSHAGE (Hrsg.): Beiträge zum Technischen Amphibienschutz. – Zeitschrift für Feldherpetologie, Supplement **2**: 1-22.
- KÜHNEL, K.-D., KRONE, A. & A. BIEHLER (2005): Rote Liste und Gesamtartenliste der Amphibien und Reptilien von Berlin. In: DER LANDESBEAUFTRAGTE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE/SENATSV ERWALTUNG FÜR STADTENTWICKLUNG (Hrsg.): Rote Listen der gefährdeten Pflanzen und Tiere von Berlin: 1-15.
- KUSCHKA, V. (2010): Erfahrungen zum Amphibienschutz an Straßen. In: SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE (Hrsg.): Naturschutzarbeit in Sachsen. – Löbnitz-Druck, Dresden: 14-31.
- LAUFER, H. (1999): Die Roten Listen der Amphibien und Reptilien Baden-Württembergs. – *Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg* **73**:103-133.
- LIZANA, M. & E.M. PEDRAZA (1998): The effects of UV-B radiation on toad mortality in mountainous areas of central Spain. – *Conservation Biology* **12**: 703-707.
- LÖW, S., BELLSTEDT, R. & P. SCHACHE (2010): Amphibienschutz an Straßen im Landkreis Gotha. – Thüringer Faunistische Abhandlungen **15**: 69-82.
- LOMAN, J. & T. MADSEN (2010): Sex ratio of breeding Common toads (*Bufo bufo*) – influence of survival and skipped breeding. – *Amphibia-Reptilia* **31**: 509-524.
- MEYER, F. & J. BUSCHENDORF (2004): Rote Liste der Lurche (Amphibia) und Kriechtiere (Reptilia) des Landes Sachsen-Anhalt. – *Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt* **39**: 144-148.
- MEYER, A.H., SCHMIDT, B.R. & K. GROSSENBACHER (1998): Analysis of three amphibian populations with quarter-century long time-series. – *Proceedings of the Royal Society of London B* **265**: 523-528.
- NÖLLERT, A., SCHEIDT, U., SERFLING, C. & H. UTHLEB (2001): Rote Liste der Lurche (Amphibia) Thüringens. – *Naturschutzreport* **18**: 43-46.

- PODLOUCKY, R. & C. FISCHER (1994): Rote Liste der gefährdeten Amphibien und Reptilien in Niedersachsen und Bremen. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen **14**: 119-120.
- RAU, S., R. STEFFENS & U. ZÖPHEL (1999): Rote Liste Wirbeltiere. – Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden. 24 S.
- ROYLE, J.A. (2004): N-Mixture models for estimating population size from spatially replicated counts. – *Biometrics* **60**: 108-115.
- SCHLÜPMANN, M. & A. GEIGER (1999): Rote Liste der gefährdeten Kriechtiere (Reptilia) und Lurche (Amphibia) in Nordrhein-Westfalen. In: LÖBF/LAFAO NRW (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Pflanzen und Tiere in Nordrhein-Westfalen. – LÖBF-Schriftenreihe **17**: 375-404.
- SCHMIDT, B.R., SCHAUB, M. & B.R. ANHOLT (2004): Why you should use capture-recapture methods when estimating survival and breeding probabilities: on bias, temporary emigration, overdispersion, and common toads. – *Amphibia-Reptilia* **23**: 375-388.
- SCHNEEWEISS, N., KRONE, A. & R. BAIER (2004): Rote Listen und Artenlisten der Lurche (Amphibia) und Kriechtiere (Reptilia) des Landes Brandenburg. – Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg **13**: 1-35.
- SCHMIDT, B. R. & S. ZUMBACH (2005): Rote Liste der gefährdeten Amphibien der Schweiz. – Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft und Koordinationsstelle für Amphibien- und Reptilienschutz in der Schweiz, Bern. 52 S.
- SINSCH, U., H. SCHNEIDER & D. N. TARKHNISHVILI (2008): *Bufo bufo* Superspezies – Erdkrötenartenkreis. In: GROSSENBACHER, K. (Hrsg.): Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas, Band 5/1 Anuren. – Aula, Wiebelsheim: 191-337.
- WAGNER, N., PELLET, J., LÖTTERS, S., SCHMIDT, B.R. & T. SCHMITT (2011): The superpopulation approach for estimating the population size of ‘prolonged’ breeding amphibians: Examples from Europe. – *Amphibia-Reptilia* **32**: 323-332.
- WEDDELING, K. & A. GEIGER (2011): Die Erdkröte – *Bufo bufo* (LINNAEUS, 1758). In: ARBEITSKREIS AMPHIBIEN UND REPTILIEN NRW (Hrsg.): Handbuch der Amphibien und Reptilien Nordrhein-Westfalens. – Laurenti, Bielefeld: 583-622.

Anschrift des Autors:

Norman Wagner
 Universität Trier
 Biogeographie
 Universitätsring 15
 54296 Trier
 E-Mail: wagnern@uni-trier.de